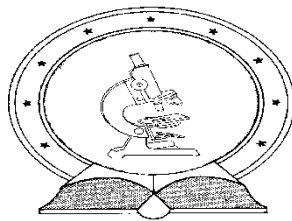


DE TTK



1949

**SZÁRAZFÖLDI ÁSZKARÁK (CRUSTACEA: ISOPODA: ONISCIDEA)
EGYÜTTESEK VIZSGÁLATA MAGYARORSZÁGI GYORSFORGALMI
UTAK SZEGÉLYEIBEN**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

VONA-TÚRI DIÁNA

Témavezető

Dr. Horváth Roland

egyetemi adjunktus

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi Doktori Tanács

Juhász Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2019

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács a **Juhász Nagy Pál Doktori Iskola Biodiverzitás doktori** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2019.....

.....

a jelölt aláírása

Tanúsítom, hogy **Vona-Túri Diána** doktorjelölt **2008-2019** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Biodiverzitás doktori** programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2019.....

.....

a témavezető aláírása

**SZÁRAZFÖLDI ÁSZKARÁK (CRUSTACEA: ISOPODA:
ONISCIDEA) EGYÜTTESÉK VIZSGÁLATA MAGYARORSZÁGI
GYORSFORGALMI UTAK SZEGÉLYEIBEN**

**INVESTIGATION OF TERRESTRIAL ISOPODS (CRUSTACEA:
ISOPODA: ONISCIDEA) IN HUNGARIAN ROADSIDE VERGES**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a Környezettudomány tudományágban

Írta: **Vona-Túri Diána** okleveles biológia szakos tanár

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája**
(**Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programja) keretében

Témavezető: Dr. Horváth Roland

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Magura Tibor

tagok: Dr. Deák Balázs

Dr. Várbíró Gábor

A doktori szigorlat időpontja: 2017. 12. 04.

Az értekezés bírálói:

.....

.....

A bírálóbizottság:

elnök:

tagok:

.....

.....

.....

Az értekezés védésének időpontja:

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS	1
1.1. A GYORSFORGALMI UTAK ÉS AZ ÉLŐVILÁG KAPCSOLATA	1
1.2. SZÁRAZFÖLDI ÁSZKARÁKOK	3
1.3. GYORSFORGALMI UTAK	4
1.3.1. Gyorsforgalmi utak létesítése közép-Európában	5
1.3.2. Gyorsforgalmi utak hatásai az élővilágra	5
2. CÉLKITŰZÉS	8
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	10
3.1. MINTAVÉTELI HELYSZÍNEK	10
3.1.1. Mintavételi helyek az autópályákon	10
3.1.2. Mintavételi helyek a főutakon	15
3.2. ANYAG ÉS MÓDSZER	17
3.2.1. Mintavételi módszerek az autópályák szegélyeiben	17
3.2.2. Mintavételi módszerek a főutak szegélyeiben	17
3.2.3. A szárazföldi ászkarák fajok azonosítása, csoportosítása és az eredmények kiértékelése	18
4. EREDMÉNYEK	20
4.1. SZÁRAZFÖLDI ÁSZKARÁKOK VIZSGÁLATA AUTÓPÁLYÁKON	20
4.1.1. Az autópályák ászkarák együttese az vizsgált megállóhelyeken	20
4.1.2. Ászkarák együttesek éves változása az autópályákon	31
4.1.3. Az ászkarák együttesek változása az autópályák szegélyekkel szomszédos élőhelytípusok szerint	35
4.1.4. Az ászkarák együttesek változása az úttesttől való távolság függvényében	39
4.1.5. Az ászkarák együttesek változása a pályaszakaszok korának függvényében	44
4.1.6. Az ászkarák fajok kategorizálásának lehetősége az autópályákon tapasztalt előfordulásuk alapján	49
4.2. SZÁRAZFÖLDI ÁSZKARÁKOK VIZSGÁLATA FŐUTAK MENTÉN	50
4.2.1. Az ászkarák együttesek jellemzése a főutak szegélyeiben	50
4.2.2. A kaszálás, a szomszédos élőhelyek és az évszakok hatása a <i>Porcellium collicola</i> és az <i>Armadillidium vulgare</i> abundanciájára	53

5. ÉRTÉKELÉS ÉS JAVASLATOK	58
5.1. AZ AUTÓPÁLYÁKON TAPASZTALT EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE	58
5.1.1. Az autópályák ászkarák együttese az vizsgált megállóhelyeken	58
5.1.2. Ászkarák együttesek éves változása az autópályákon	60
5.1.3. Az ászkarák együttesek változása az autópálya szegélyekkel szomszédos élőhelytípusok szerint	61
5.1.4. Az ászkarák együttesek változása az úttettől való távolság függvényében.....	63
5.1.5. Az ászkarák együttesek változása a pályaszakaszok korának függvényében.....	64
5.1.6. Az ászkarák fajok kategorizálásának lehetősége az autópályákon tapasztalt előfordulásuk alapján.....	64
5.2. A FŐUTAKON TAPASZTALT EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE	66
5.2.1. Az ászkarák együttesek jellemzése a főutak szegélyeiben	66
5.2.2. A kaszálás, a szomszédos élőhelyek és az évszakok hatása a <i>Porcellium collicola</i> és az <i>Armadillidium vulgare</i> abundanciájára	67
5.3. KONKLÚZIÓ.....	69
5.4. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK ÉS TERMÉSZETVÉDELMI VONATKOZÁSUK, JAVASLATTÉTELEK.....	70
6. ÖSSZEFOGLALÁS	72
7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	77
8. IRODALOMJEGYZÉK	78
9. FÜGGELÉK	93

1. BEVEZETÉS

1.1. A gyorsforgalmi utak és az élővilág kapcsolata

A városi lakosság növekedése az 1950-es évektől különösen felgyorsult. Napjainkra a világ lakosságának több mint fele él városi területeken és csak 46 %-a lakik vidéken (World Urbanization Prospects: The 2014 Revision). Az országok gazdasági fejlődése nagyban függ a globalizáció folyamatától, melynek alapvető mozgatói a transznacionális cégek, a közlekedési hálózatok kiépítettsége és a technikai fejlettség. A városok, mint gazdasági, innovációs, foglalkoztatási, pénzügyi és egészségügyi központok (Cohen 2006) a saját polgáraik mellett a vonzáskörzetük lakóinak is megfelelő szolgáltatásokat biztosítanak. A 18. század elejétől indult fejlődésnek a modern mobil gépek gyártása, mely alatt a lövontatású járművek, kerékpárok és különösképpen a motoros járművek értendők. Napjainkra az úthálózat az elsődleges, másodlagos, harmadlagos és negyedleges utak multifunkcionális rendszerévé alakult, mely kiszolgálja a nemzetközi, nemzeti, és helyi közlekedést, alkalmazkodva a gazdasági, politikai, katonai és kulturális körülményekhez (Mom 2005). A vonalas létesítmények nélkülözhetetlen elemei a közlekedésnek, melyek lehetővé teszik nem csupán az emberek és árucikkek gyors és egyszerű szállítását, hanem számos növény és állatfaj szétterjedését is (Hansen és Clevenger 2005; Pauchard és Alaback 2006; Knapp és mtsai 2013). Forman és mtsai (2002) úgy említik a nyomvonalas létesítményeket, mint a legnagyobb ember által alkotott létesítményt, mely 8 millió km-es hosszával, mint egy hatalmas háló borítja be a Földet. A burkolt felületű úthálózat világszerte egyre nagyobb méretet ölt. A hazai gyorsforgalmi utak és főúthálózat hosszú távú fejlesztési programját a kormány 2027-ig gördülőtervként tervezi elfogadni. A tervek szerint az autópályák hálózata feltehetően 150 km burkolt felülettel bővül, 2018-ra minden sztráda eléri az országhatárt és 2020-ra minden megyei jogú városnak autópálya összeköttetéssel kell majd rendelkeznie (www.kormany.hu).

Az gyorsforgalmi utak létesítése nyomán számos élőhely fragmentálódik, amely során az eredeti élőhelyek kisebb darabokra hasadnak, ezáltal a populációk részpopulációkra osztódnak. Az izolálódott

ökoszisztémák szerkezete és funkciói megváltoznak, továbbá az izolálódott metapopulációk között a migráció megszűnésével a génáramlás is megszakad, amely a genetikai variáció csökkenéséhez, beltenyészethez, és homogenizációhoz vezet (Mills és Smouse 1994; Turner 1996). Ezek a populációk kevésbé lesznek ellenállóak a környezeti hatásokkal és betegségekkel szemben (Watson 2005). A fragmentáció kísérő jelensége a szegélyhatás. Mivel a szegélyekben más mikroklíma és más antropogén hatások érvényesülhetnek, mint az eredeti belső élőhelyeken (Báldi 1999), eltérő fauna és flóra kialakulása várható. A szegély-élőhelyek ideális feltételeket biztosítanak a tág toleranciájú, adventív és inváziós fajok számára, miközben az őshonos fajok egyre kevesebb esélyt kapnak a fennmaradásra (Hickerson és mtsai 2005). A sikeresen megtelepedett behurcolt vagy bevándorolt fajok a biodiverzitás csökkenését eredményezik. A fragmentálódott területeken az élőhelyek heterogenitásának kulcsfontosságú szerepe van, nem csak az ászkarákok elterjedésének és sokféleségének fenntartásában, hanem további fajok fennmaradásában is (David és Handa 2010), mivel megnövelik az együttesek sokféleségét. Az útszegélyek, mint mesterségesen kialakított ökológiai hálózatok (Báldi 1998) funkcionálnak, és mivel nem két élőhely találkozásáról van szó, a szegélyhatás csak egy oldalon érvényesül, mégpedig az út mellett. Wood és Samways (1991) szerint egyes állatfajok terjedése kifejezetten a szegélyekhez köthető, míg más fajok messziről elkerülik a szegélyeket.

Magyarország szárazföldi ászkarák fajainak száma 18 évvel ezelőtt nem haladta meg a 42 fajt (Forró és Farkas 1998), napjainkra viszont a kutatók új eredményei és szórványadatai révén 57 szárazföldi ászkarák faj előfordulása bizonyított (Farkas és Vilisics 2013). A kutatottság hiánya és a kutatott régiók szabálytalan megoszlása miatt néhány fajról igen kevés ismerettel rendelkezünk. Az Északi-középhegység és az Alföld szinte érintetlen ászka-faunisztikai szempontból. Az Északi-középhegység Mátrai Tájegységében folytatott korábbi munkám során változatos és gazdag ászkarák együtteseket figyeltem meg, valamint olyan fajokat, melyek abban az időben az ország más részein nem voltak megtalálhatók vagy ritka fajként voltak említve (Vona-Túri és Szmátóna-Túri 2012).

1.2. Szárazföldi ászkarák

A szárazföldi ászkarák (Oniscidea) alrendje az ízeltlábúak (Arthropoda) törzsén belül, a felsőbbrendű rákok (Malacostraca) osztályába és az ászkarák (Isopoda) rendjébe tartozik. Az ászkarák rendje az egyetlen rák taxon, amely a vízi fajok mellett közel 4000 szárazföldi fajt is magába foglal (Schmalfuss 2003).

A szárazföldi ászkarák vízháztartásuk megfelelő szabályozásával képesek sikeresen életben maradni a szárazföldön. Ebben fontos anatómiai tényezők, mint a kutikula és a légzőszerv segítik őket (Csonka és mtsai 2012). A szárazabb körülményeket toleráló fajok légzőszerve komplexebb struktúrájú, mint a nedves élőhelyeket preferáló fajok esetében (Paoli és mtsai 2002). Kültakarójuk kétrétegű epikutikulából, valamint exo- és endokutikulára osztható lemezes prokutikulából, továbbá epidermiszből tevődik össze (Price és Holdich 1980). A kutikula rétegek vastagsága tükrözi az adott faj élőhely-preferenciáját, vagyis a legvékonyabb kutikulával rendelkező fajok bírnak a legszűkebb toleranciával és a nedves, páradús élőhelyeket részesítik előnyben. Ellenben a legvastagabb kutikula a legtoleránsabb faj testfelületét borítja és képes szárazabb körülmények között is életben maradni. A kültakarót borító mechanikai receptoroknak valószínűleg szerepe van a nedvességviszonyok érzékelésén kívül a különböző környezeti tárgyak és testrészek testhez viszonyított helyzetének és egyensúlyának érzékelésében is (Holdich és Lincoln 1974).

A szárazföldi ászkarák, mint talajban élő makro-gerinctelenek jelentős tagjai a lebontó ökoszisztémáknak (Hornung és mtsai 2007; Abd El-Wakeil 2015). Fontos szerepet kapnak a tápanyagkörforgásban és a lebontó folyamatokban. A holt szerves anyagok fragmentációja és mineralizációja révén – különösen a nitrogén és a foszfor lebontását illetően – a humuszképzés fontos mozgatórugói (Tuf és Tufová 2005; Ribeiro és mtsai 2001). Ezen kívül nagy jelentőséggel bírnak a baktériumok és gombafonalak elfogyasztásában vagy stimulálásában (Loureiro és mtsai 2006). Az ászkarák különböző forrásokat használnak fel, a talaj tápanyaghálózatában elfoglalt trofikus szinteknek megfelelően (Abd El-Wakeil 2009, 2010). Táplálékuk főként holt szerves anyagok, mint a lágyszárú növényi maradványok, bomló avar, korhadó fahulladékok, mikroorganizmusok és

gombafonalak. Néhány hangyabolyokban élő faj feltehetően hangyaürülékkel egészíti ki táplálékforrását, míg a koprofág ászkarákok elfogyasztják saját ürüléküket is, hogy visszajuttassák szervezetükbe a kiürített mikroorganizmusokat és fontos tápanyagokat (Zimmer és Topp 2002).

Hornung és mtsai (2007, 2009) természetvédelmi szempontból osztották fel a hazai ászkarák fajokat élőhelyük és elterjedési adataik alapján. A beosztás az adott faj előfordulási területének természetességi-zavartsági állapotát, valamint hazai elterjedését jelzi. A generalista fajok előfordulása meghaladta a 60 UTM négyzet lefedettségét. A 15 UTM négyzetet meghaladó előfordulású fajt gyakorinak (természetes élőhelyen gyakori, zavart élőhelyen gyakori) minősítették, míg a 15 UTM négyzet alatti lefedettségű fajt ritka (természetes élőhelyen ritka, zavart élőhelyen ritka) kategóriába sorolták. A bizonytalan fajokat hiányos adataik alapján nem illesztették be a természetességi besorolásba. A behurcolt és sikeresen betelepedett fajok egyre növekvő populációi és az eddig ászka-faunisztikai szempontból ismeretlen területekről származó új adatok miatt a besorolás hatályossága vitathatóvá vált. A besorolás szerint néhány ritkának tartott fajról (*Porcellio spinicornis*) kiderült, hogy jóval szélesebb elterjedésű és az ország több régiójából is nagy egyedszámban került elő az elmúlt években (Vilisics és Hornung 2010; Vona-Túri és Szmátóna-Túri 2012). További ászkarákokat érintő kutatások tekintetében nagy eséllyel számíthatunk újabb tájidegen fajok megjelenésére a hazai faunában és az eddig ritkának vagy bizonytalanak tartott fajok gyakorisági besorolásának változására.

1.3. Gyorsforgalmi utak

Magyarországon az önkormányzati tulajdonú helyi közutak hossza 167407 km, míg az állami tulajdonú országos közutak 31805 km-es terjedelemmel bírnak. Az országos közutak (8745 km) közel egynegyede (2347 km) "E" út néven az európai úthálózat részét képezi. Míg egész kiterjedése az ország teljes közúti forgalmának 75 %-át látja el, addig hosszának 27 %-a a települések helyi forgalmának lebonyolításában vesz részt. A hazai gyorsforgalmi úthálózat (1366 km) autópálya csomóponti ágakkal együtt eléri a 1804 km-es hosszt (www.kozut.hu).

1.3.1. Gyorsforgalmi utak létesítése közép-Európában

Németországban Berlin közelében már az I. világháború előtt a helyi autós klubok modern makadámburkolatú speciális versenypályákon (AVUS) szerveztek utcai gyorsulási versenyeket, melyeket a nemzeti hatóságok betiltották (Kaftan 1955). Olaszországban, Németországban és Hollandiában a II. világháború előtt tettek javaslatokat korlátozott hozzáférésű autópályák létesítésére, melyeket a háború után nemzetközi szinten meg is valósítottak (Mom 2005). Az egyre növekvő gépkocsiforgalom és a lokális iparosodás okozta megnövekedett közlekedési igény (Mom 2005) kielégítésére egyre kevésbé voltak alkalmasak a burkolat nélküli utak és vált egyre fontosabbá a jobb minőségű utak kiépítése és magasabb színvonalú üzemeltetésére. Az I. világháború után hazánkban a mindössze 28 ezer km hosszúságú úthálózat csupán 4 %-a volt pormentesen burkolva és 8 évet kellett várni az első 3 km hosszúságú hazai betonút átadására Tát és Nyergesújfalú között (Németh 2008). Az első hazai tervezet gyorsforgalmi utak kialakítására már 1942-ben elkészült, melynek alapját képezte Vásárhelyi Boldizsár 1941-ben készítette doktori disszertációja (Németh 2007). Az első hazai gyorsforgalmi út 1960-ban készült el, melyet később M1-es autópályának neveztek (Nemesdy 1996). Nem sokkal később 1965-ben adták át az első autópályát, az M1-es és az M7-es autópályák 8 km hosszú, kétszer kétsávos közös szakaszát, melynek kizárólag forgalmi okai voltak (Németh 2009).

1.3.2. Gyorsforgalmi utak hatásai az élővilágra

Minél nagyobb kiterjedésű az úthálózat egy területen, annál nagyobb hatást gyakorol a táj szerkezetére (Trombulak és Frissell 2000; Holderegger és Di Giulio 2010). Magyarországon 1366 km hosszú gyorsforgalmi útszakasz áll az autósok rendelkezésére, amelynek kísérő gyepsávjai 2000 hektáros területet is meghaladó összefüggő zöld folyosónak minősülnek (Kozár 2009). E szegély-élőhelyeknek jelentős hányada áll közvetlen kapcsolatban mezőgazdasági művelés alatt álló területekkel, míg a természetes és természet-közelű élőhelyek mérete egyre csökken (Hopwood 2008). A nyomvonalas létesítmények elsődleges funkciója, hogy kapcsolatot teremtsenek országokkal, városokkal, településekkel és emberekkel, ennek

azonban visszafordíthatatlan mellékhatása az értékes természetes élőhelyek feldarabolódása. A magyarországi autópályák nyomvonalai számos természetvédelmi szempontból jelentős területen haladnak át, mint a kelet-mezőföldi löszvölgyek jóváhagyott kiemelt jelentőségű természet megőrzési terület vagy a Budai Tájvédelmi Körzet. Az utak, mint barrierék kapnak szerepet, ami számos faj elterjedési területének lecsökkenéséhez vagy szigetszerűvé válásához vezet. A barrier hatás következményeként a populációk demográfiai és genetikai feldarabolódása nagy hatással van az élőlények halálozására és géncseréjére (Trombulak és Frissell 2000; Knapp és mtsai 2013). A megváltozott élőhelyeken az adventív fajok nagyobb eséllyel telepednek meg és szorítanak ki őshonos fajokat (Alaruiikka és mtsai 2002). A nyomvonalas létesítmények környezeti hatásai, az urbanizáció és a vele járó környezet-átalakító tevékenység nagymértékben járul hozzá a fauna és a flóra megváltozásához és a természetes élőhelyek degradációjához (Tóthmérész és Magura 2009). Az autópályát felépítő és karbantartó tevékenység jelentős változásokat idéz elő az élőhelyek kémiai és fizikai tulajdonságaiban, a területek topográfiai viszonyaiban és a helyi élővilágban. A megváltozott élőhelyeken, a vertikális szerkezeten túl, a funkcionális elemek is módosuláson mennek keresztül, amely a táplálékforrás és az élőhelyek eltűnéséhez vezet (Favila és Halffer 1997). A nyomvonal telepítése során nagy mennyiségű talaj mozgatása történik, amely helyi viszonylatban meghatározza a terület talajtani és hidrológiai viszonyait, beleértve az eróziót, a szedimentációt, a talajüledést, talajvíz áramlását és koncentrációját, valamint a talaj szikesedését (U.S. Environmental Protection Agency 1994). A belsőégésű motorok égéstermékei a légszennyezés mellett savasodást és fotokémiai szmogot is kiválthatnak, melyek a helyi vegetációra meglehetősen negatívan hatnak. A kémiai-és zajszennyezés miatti elvándorlás, valamint a gázolás általi elhullás az egyik fő oka a biodiverzitás csökkenésének az utak mentén (Forman és Alexander 1998). Mindemellett az erős taposás és az évi többszöri kaszálás is elősegíti a táj természetes morfológiájának módosulását. Ha a különböző gyorsforgalmi úthálózatok térben vagy időben átfedik egymást, akkor a nyomvonal létesítések környező élővilágra gyakorolt hatásai felerősödnek (U.S. Environmental Protection Agency 1994).

Az utakat szegélyező gyepsávok azonban sokszor növelik a helyi állat- és növényvilág fajgazdagságát, újabb fajok megjelenését téve lehetővé (Árgyelán 2013). Az úthálózat az emberiség által létrehozott új élőhely típus, amely új és hosszú távú stabil élőhelyet szolgáltat számos növényfaj (Hansen és Clevenger 2005; Pauchard és Alaback 2006; Jodoin és mtsai 2008) és állatfaj (Meunier és mtsai 1999; Lesbarreres és mtsai 2006; Le Viol és mtsai 2012; Knapp és mtsai 2013) számára, valamint biztosítja azok fennmaradását. Az úthálózat létesítése során kialakított pihenők, éttermek, nyilvános épületek, szemetesládák és padok, mint refúgiumok funkcionálnak a mezőgazdasági gazdálkodás által okozott zavarásra érzékeny fajok számára (Tikka és mtsai 2001; Ries és mtsai 2001, Purtauf és mtsai 2005; Noordijk és mtsai 2008; Brisson és mtsai 2010; Holderegger és Di Giulio 2010; Noordijk és mtsai 2011). A gyorsforgalmi utak számos esetben átmenet nélkül érintkeznek természetvédelmi területekkel, kiterjesztve azok méretét (Vermeulen 1993), illetve, mint zöld ökológiai folyosók összekötik a különböző élőhelyeket lehetővé téve a fajok szétterjedését (Hawbaker és mtsai 2006). Az autópálya a széleit kísérő gyepsávokkal, az autóspihenőkkel és sajátos épületeikkel egy speciális élőhely típust alkot, amely egyedülálló fauna és flóra létrejöttét eredményezi, amely egyaránt tartalmazhat őshonos adventív és inváziós fajokat is.

2. CÉLKITÚZÁS

Munkám során magyarországi autópályák és főutak ászkarák együtteseinek vizsgálatát tűztem ki célul, amely során elsőként nyílt lehetőségem országos szinten felmérni a hazai autópályák ászkarák faunáját. A gyorsforgalmi utak létesítése a természetes élőhelyek átalakulását és megváltozását eredményezi, amely hatást gyakorol az ott élő növény- és állatvilágra. A munkám célcsoportjaként választott szárazföldi ászkarákok, mint indikátor szervezetek (Jones és Hopkin 1998) meglehetősen érzékenyen reagálnak a környezeti faktorok megváltozására, mint az élőhelyek nedvességtartalma és hőmérséklete, természetességi-zavartsági állapota vagy a talaj szerves anyag tartalma. A kutatásom célja az volt, hogy megvizsgáljam:

1) az autópálya szegélyekre és a főút szegélyekre jellemző ászkarák együttesek összetételét és a fajok elterjedését. Az autópályákat és főutakat kísérő gyepsávok, mint szegély-élőhelyek sajátos faunával rendelkeznek, melyekben a kozmopolita, tágtűrűsű és inváziós fajok dominanciája várható. Az autópálya és főút szegélyek közvetlen kapcsolata a városi, természetközeli és mezőgazdasági területekkel a szegélyek mozaikosságára utal, ami specialista fajok felbukkanását eredményezheti.

2) az ászkarák együttesek összetételének és diverzitásának éves dinamikáját. Feltételezem, hogy a behurcolt fajok hipotézise (Vilisics és mtsai 2007) teljesül, mely szerint az egzotikus és inváziós fajok sikeresen telepednek meg a megváltozott élőhelyeken, miközben az őshonos fajok abundanciája és elterjedési területe egyre inkább lecsökken.

3) a szegélyhatást az autópálya szegélyek ászkarák együtteseire. Arra a kérdésre kerestem a választ, hogy a szegélyek milyen mértékben tartalmazzák az eredeti élőhelyek fajkészletét, és az autópálya szegélyek szomszédságában fekvő különböző vegetációval rendelkező élőhelyek milyen mértékben hatnak az ászkarákok diverzitására. Az autópálya pihenőhelyek és gyepsávok közvetlen kapcsolatban állnak az őket körülvevő élőhelyekkel, ezáltal közöttük a migrációs folyamatok akadály nélkül végbemehetnek. Elsődlegesen a városi élőhelyek nagy fajgazdagságát és diverzitását várom, hiszen minél komplexebb struktúrájú egy élőhely annál nagyobb fajgazdagság tapasztalható.

4) a barrier hatást az autópálya szegélyek ászkarák együtteseire. Azt vizsgáltam, hogy az úttesttől három különböző, 20 m (közeli), 40 m (átmeneti) és 90 m (távoli) távolságra található élőhely ászka együtteseinek diverzitása és összetétele mennyiben tér el egymástól. Számos tanulmány (Andrews 1990; Halfwek és mtsai 2011; Da Rosa és Bager 2013) számol be az utak élővilágra gyakorolt negatív hatásairól. Ez alapján feltételezem, hogy az úttesthez közeli élőhelyek ászka együtteseinek kisebb diverzitással jellemezhetők, mint a távoli élőhelyek ászkarák együtteseinek.

5) az autópályák korának hatását az ászka együttesek diverzitására és összetételére. Autópálya létesítés az 1960-as évekre nyúlik vissza, az akkor épült pályaszakaszok erős bolygatás után egy hosszú regenerálódási folyamat során nyerték el mai arculatukat. A fiatal alapítású autós pihenők az erős zavarás miatt kisebb fajgazdagsággal jellemezhetők (Kozár és mtsai 1999; Fetykó 2014). Ennek alapján feltételezem, hogy a korábban átadott autópálya szakaszok nagyobb fajszámmal jellemezhetők, hiszen az autópálya létesítése során megmoozgatott talajjal új fajok kerülhetnek a területre és ott új populációik telepednek meg, növelve az élőhelyek fajgazdagságát.

6) a főútszegélyekben tömegesen megjelent *Armadillidium vulgare* és *Porcellium collicola* abundanciaváltozását a kaszálás intenzitása, a szomszédos területek és az évszakok változása alapján. Az ászkarák érzékenysége leginkább élőhelyük nedvességtartalmára korlátozódik. Az alacsony, többször kaszált gyepeken az ászkarák könnyebben kiszáradhatnak, mint a magasabb vegetációjú élőhelyeken, ezért a nem kezelt, dús növényzetű területeken várom a legnagyobb abundanciát. Ennek tükrében vizsgáltam, hogy szükséges-e a főútszegélyek kaszálása, és ha igen, akkor évente hány kaszálásra van szükség ahhoz, hogy az ászkafajok számára megfelelő körülmények alakuljanak ki.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

Napjainkra a Berlin–Varsó–Moszkva vonalon („szuperfolyosó”) és a Lisszabon–Marseille–Milánó–Ljubljana tengelyen folyik a modern közlekedési infrastruktúra kiépítése (Németh 2005), melyeknek részeit képezik az általam vizsgált gyorsforgalmi utak. A négy hazai vizsgált autópálya két országos tengelyként négy részre osztja Magyarországot. Az M1-es és M5-ös autópálya a Brüsszel–Athén sztrádatengely magyarországi szakasza, míg az M7-es és M3-as autópálya nyomvonala a Róma–Kijev tengely hazai részét képviseli. Jelen dolgozat két projekt eredményeit dolgozza fel. Az autópályákon (M0, M1, M3, M5, M7) folytatott vizsgálatok 2011 és 2013 között történtek az MTA Agrártudományi Kutatóközpont Növényvédelmi Intézet koordinálásával, az OTKA K83829 projekt keretein belül (1. ábra, 1. függelék). A főutak (1. sz. főút, 7. sz. főút és 10. sz. főút) menti felmérések 2014 és 2016 között az MTA Ökológiai Kutatóközpont Duna-Kutató Intézet CEDR-Harmony projekt támogatásával történtek (2. ábra, 2. függelék). A mintavételi helyszínek jellemzése botanikai felmérésen, valamint Kozár és mtsai (2013) munkáján alapult.

3.1. Mintavételi helyszínek

3.1.1. Mintavételi helyek az autópályákon

Az autópályák mentén összesen 33 mintavételi hely lett kijelölve, azonban a dolgozatban csak 30 mintavételi helyet vettem figyelembe, annak érdekében, hogy a közel egységes távolságban lévő és autópályánként egységes számú élőhely lefedje Magyarország területét.

Dunazug-hegyvidék

1. 0. km (M0) – a déli szektorban az út jobb oldalán levő segélykérő telefon szomszédságában elterülő gyomos gyeppel, fás-bokros részekkel. A szomszédos terület urbánus jellegű.

2. Anna-hegyi pihenő (M0) – a déli szektorban a 6. km szelvényénél található a MOL benzinkút közelében vetett gyepel és telepített örökzöldekkel. A szomszédságában felhagyott gyümölcsös (cseresznye) található.

3. Zsámbék pihenő (M1) – a 28. km szelvényénél található egy Agip benzinkút és egy parkoló mellett mocsaras, sztyeppi talajjal szántóföldek szomszédságában.

4. Óbarok pihenő (M1) – a 43. km szelvényénél, OMV benzinkút és egy étterem-panzió mellett egy meredek-kopár domboldal és egy zárt erdőfolt közelében helyezkedik el.

5. Budaörs (M7) – a 6. km szelvényénél a Tesco bevásárló központ parkolója és a Károly Király út által közrefogott területen található, ipari területek és külvárosi környezet közvetlen szomszédságában (7/b. függelék).

Dunamenti-síkság

6. Csepeli pihenő (M0) – a déli szektorban a 19. km szelvényénél található az OMV benzinkút, egy étterem, és a parkoló közvetlen környezetében. Erősen degradált és gyomos vetett gyepe jellemző (3/a. függelék).

7. Dunakeszi (M0) – az északi szektorban a 75. km szelvény környékén található a Megyeri híd lábánál. Közvetlen környezetében telepített erdő terül el, fokozatosan kitermelt részekkel. A területen egy irtott bozótos helyén kialakult gyepe található egy védett, elkerített, homoktövises nyílt homoki gyepe mellett.

8. Ferihegy (M0) – a keleti szektorban a 42. km szelvény környékén található a Liszt Ferenc Nemzetközi repülőtér közvetlen közelében. Jellemző az útszéli száraz, degradált vetett gyepe lomhullatókkal.

9. Inárcsi pihenő (M5) – a 35. km szelvényénél, az OMV benzinkút mellett helyezkedik el telepített feketefenyő erdő és helyenként nyílt homokfelületek közvetlen közelében.

10. Alacska pihenő (M0) – a keleti szektorban a 38. km szelvényénél található a bővített MOL benzinkút mellett. Megfigyelhető jobb minőségű vetett gyepe, sztyepp jellegű gyepe-részekkel.

Vértes-Velencei-hegyvidék

11. Turul pihenő (M1) – az 58. km szelvényénél kertek és szőlőültetvények közvetlen szomszédságban található, jobb minőségű száraz és üde gyepen (3/b. és 7/b. függelék).

Komárom-Esztergomi-síkság

12. Bábolna pihenő (M1) – a 94. km szelvényénél található egy OMV benzinkúttal és étteremmel, a szomszédságában telepített erdővel, mezőgazdasági területekkel és szántókkal.

13. Arrabona pihenő (M1) – a 119. km szelvényénél helyezkedik el egy OMV benzinkút mellett, melynek közvetlen szomszédságában szántók és gyümölcsösök találhatók.

Szigetköz-Mosoni-síkság

14. Mosoni pihenő (M1) – a 163. km szelvényénél lévő pihenőhely MOL benzinkúttal. A helyenként mocsárrét jellegű vetett gyep szomszédságában mezőgazdasági területek, főképp szántó található.

Cserhátvidék

15. Kisbaji pihenő (M3) – a 37. km szelvényénél a Gödöllői-Dombvidék Tájvédelmi Körzet közvetlen közelében található, erdők, erdőszéli parlag és vetett gyep szomszédságában (7/b. függelék).

Mátravidék

16. Ecséd pihenő (M3) – a 66. km szelvényénél helyezkedik el egy cserjésedő meredek löszlejtőn szántók közvetlen szomszédságában.

Észak-Alföldi Hordalékkúp-síkság

17. Reketyés pihenő (M3) – a 106. km szelvényénél, egy MOL benzinkút mellett erdős foltokkal tarkított mezőgazdasági területek közvetlen szomszédságában található vetett gyepen (3/c. függelék).

18. Geleji pihenő (M3) – a 142. km szelvényénél található mezőgazdasági területek, szántók, illetve egy Shell benzinkút szomszédságában. Jellemző a változatos telepített fás szárú növényzet.

Közép-Tiszavidék

19. Polgári pihenő (M3) – a 171. km szelvényénél helyezkedik el helyenként szikes vetett gyepen, mezőgazdasági területek, szántók közvetlen szomszédságában.

Nyírség

20. Nyíregyházi pihenő (M3) – a 229. km szelvényénél helyezkedik el, enyhén cserjésedő vetett gyepen, mezőgazdasági területek, főképp szántók közvetlen szomszédságában.

Duna-Tisza közti síkvidék

21. Örkényi pihenő (M5) – az 54. km szelvényénél található jellegzetes nyílt homoki gyepel és telepített örökzöldekkel, telepített erdő és egy felhagyott szántó közvetlen szomszédságában.

22. Kecskeméti pihenő (M5) – a 91. km szelvényénél lévő pihenőhely MOL benzinkúttal. Mezőgazdasági területek és gyümölcsösök közvetlen szomszédságában található vetett gyepen.

23. Petőfiszállás pihenő (M5) – a 122. km szelvényénél található a Shell benzinkút mellett, vetett gyepel és telepített örökzöldekkel, mezőgazdasági területek és szántók közvetlen szomszédságában (3/d. függelék).

Alsó-Tiszavidék

24. Szatymazi pihenő (M5) – a 151. km szelvényénél lévő pihenőhely MOL benzinkúttal, vetett gyepel. Közvetlen szomszédságában mezőgazdasági területek, szántók és felhagyott szántók találhatók.

25. Röske határállomás (M5) – a 173. km szelvényénél található benzinkúttal, vetett gyepel és kevés telepített örökzölddel, mezőgazdasági területek és gyümölcsösök közvetlen szomszédságban (7/b. függelék).

Mezőföld

26. Velencei pihenő (M7) – a 45. km szelvényénél elhelyezkedő zöld terület telepített lombhullatókkal és örökzöldekkel, a kertvárosi övezet közvetlen közelében.

Balaton-Medence

27. Tőreki pihenő (M7) – a 108. km szelvényénél helyezkedik el, szántók, ültetett erdő és a Tőreki láp közelében (3/e. függelék).

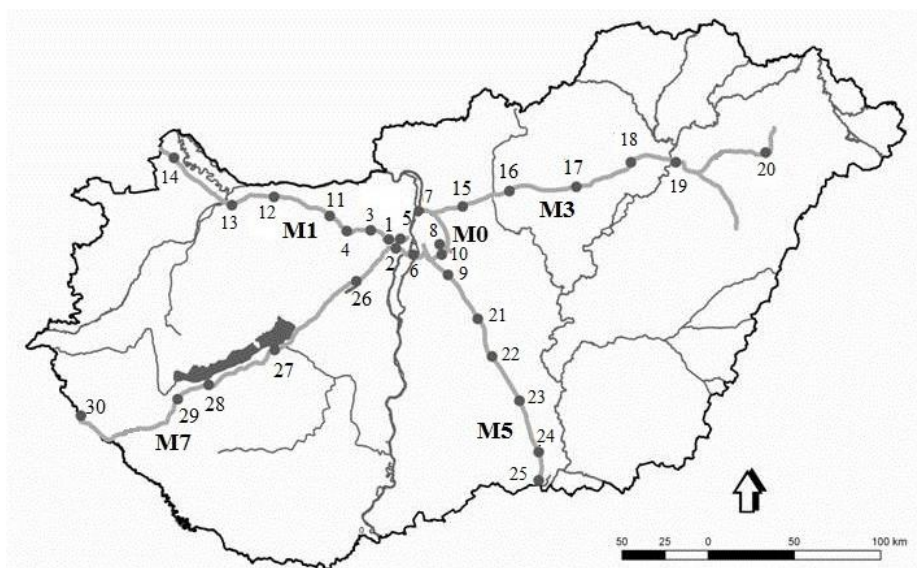
Belső-Somogy

28. Táskai pihenő (M7) – a 156. km szelvényénél helyezkedik el, vetett gyepel, telepített lombhullatókkal és örökzöldekkel. Közvetlen közelében telepített erdő és mezőgazdasági területek, szántók és cserjésedő parlag található.

29. Szegerdői pihenő (M7) – a 191. km szelvényénél lévő mintaterület, vetett gyepel, telepített lombhullatókkal és örökzöldekkel, melynek közvetlen szomszédságában mezőgazdasági területek, szántók, telepített erdő találhatók (7/b. függelék).

Zalai-dombvidék

30. Letenye (M7) – a 232. km szelvényénél elhelyezkedő útszéli gyep, meredek oldallal, mocsaras jelleggel és közvetlen erdőkapcsolattal.



1. ábra. A 30 mintavételi hely az M1-es, M3-as, M5-ös, M7-es autópályán és az M0-ás gyorsforgalmi úton. A mintavételi helyek számkódjai a 3.1.1. alfejezetben és az 1. függelékben olvashatók.

3.1.2. Mintavételi helyek a főutakon

Mezőföld

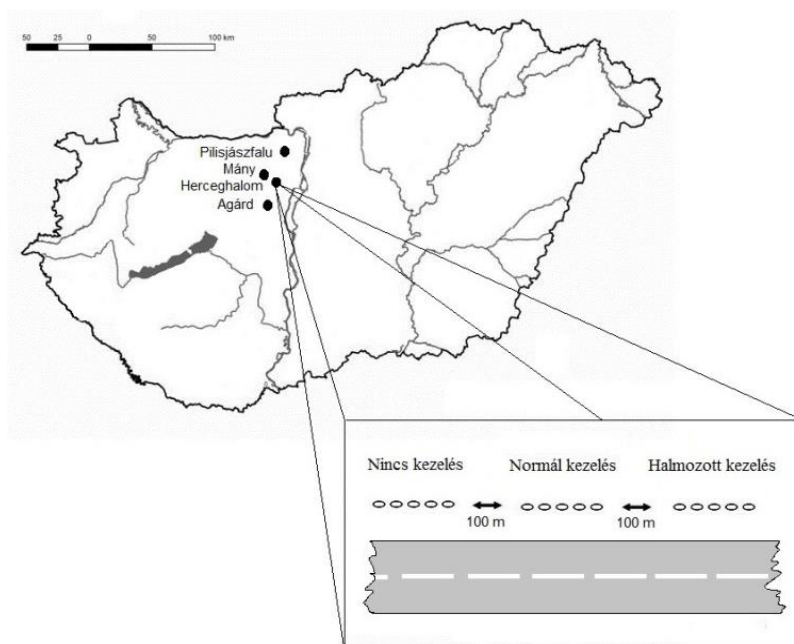
Agárd– Budapestet és Székesfehérvárt összekötő 7. számú út Fejér megyei szakaszán található szegély-élőhely, amely egy vizes élőhelyen halad át a Velencei-tó szomszédságában. Az út egész hossza mentén egy védő kerítés húzódik az állatok megóvásának érdekében (4/a. függelék).

Dunazug-hegyvidék

Mány– Budapestet és Győrt összekötő 1. számú út Fejér megyében található szakasza, amely két útszakasz által közbezárt szegély-élőhely. A közelben mezőgazdasági területek találhatók (4/b. függelék).

Herceghalom– Budapestet és Győrt összekötő 1. számú út Pest megyei szakaszán lévő mintavételi hely. Erdős társulás szegélyezi, melynek két domináns faja az invazív akác (*Robinia pseudoacacia*) és egy hibrid nyár faj (*Populus* sp.) (4/c. függelék).

Pilisjászfalu– Budapestet és Esztergomot összekötő 10. számú út Pest megyei szakaszán található. A vizsgált útszakasz szegélyzónájának jellegét tekintve száraz gyep kisebb cserjésekkel tarkítva. Közvetlen szomszédságában száraz rét (dolomit sziklagyep) található (4/d. függelék).



2. ábra. A főutak mentén végzett mintavételezés és kezelés tematikája.

Az autópályákat kísérő zöld felületek rendszeres karbantartását és annak összehangolását a Magyar Közút Nonprofit Zrt. végzi. Az útest melléti keskeny szegély kaszálása egy évben többször is aktuálissá válhat az időjárási körülményektől függően. Azonban, a teljes zöld felület kaszálása, ami kiterjed egészen az autópálya kerítés tövéig, minden évben egyszer történik május vége-június eleje tájékán. Ennek a „nagykaszálásnak” a lebonyolításáért, az autópályák mentén kb. 40-50 km-enként elhelyezkedő autópálya fenntartó és karbantartó alegységek felelnek. Ennek köszönhetően a „nagykaszálás” az öt vizsgált gyorsforgalmi úton kb. 2 hét alatt lezajlik. A kaszálás mellett egyes autópályákon vegyszeres gyomirtást is végeznek, de ez nem érinti az általam vizsgált autópályákat.

3.2. Anyag és módszer

3.2.1. Mintavételi módszerek az autópályák szegélyeiben

Gyűjtési helyenként 6-6, összesen 198 db, 65 %-os etilén-glikollal félig töltött, dupla edényes Barber-féle talajcsapdát telepítettem 5 m távolságban, lineáris vonalban az autópálya kerítés mentén, melyekhez 3 dl-es műanyag poharakat használtam. A csapdák tavasszal (április-május), nyáron (június-július) és ősszel (szeptember-október) 3–3 hétig voltak kihelyezve a területeken. A csapdákba került anyag begyűjtését a Növénytani Intézet munkatársai és jómagam végeztük Dr. Kiss Balázs koordinálásával. Az autópályát kísérő gyepsávok ászkarák együtteseinek vizsgálata során a következő változókat vettem figyelembe:

- 1) az országos középhőmérséklet és csapadékösszeg éves változása (5/a és 5/b. függelék).
- 2) a mintavételi helyek fekvése tájegységek szerint (1. függelék) és az országos évi középhőmérséklet és csapadékmennyiség változása (6/a. és 6/b. függelék).
- 3) a szomszédos élőhelyek természetességi-zavartsági állapota és vegetációja (7/a és 7/b. függelék).
- 4) a mintavételi helyek távolsága az úttesttől (7/a. függelék).
- 5) az autópálya szakaszok kora (8. függelék).

3.2.2. Mintavételi módszerek a főutak szegélyeiben

Magyarországon négy főút melletti szegélyt választottam ki, melyek reprezentálják a hazai útszegélyek fő vegetáció típusait. Minden mintavételi helyen nem kezelt (nincs kaszálás), normál-periodikus fenntartó kezelés alatt álló (kaszálás átlagosan 2 alkalommal) és fokozottan kezelt (kaszálás száraz évben 3, csapadékos évben 4 alkalommal) szekciókat különítettem el, melyek 100 m távolságban helyezkedtek el egymástól (2. ábra). Minden szekcióban 5-5 talajcsapdát helyeztem el egymástól 5 m távolságban. A mintavételi helyenként használt 15-15, összesen 60 db Barber-féle talajcsapda elkészítéséhez 3 dl-es műanyag poharakat használtam, melyeket 65 %-os etilén-glikollal töltöttem fel félig. A csapdák évente három alkalommal

(május, augusztus, szeptember) 3-3 hétig üzemeltek. A 2015-ös évben csak augusztusi és szeptemberi mintavételezés volt. A mintavételi helyek kiválasztását és a vizsgálatokat megelőzte egy egyhetes felmérés, melyet a Magyar Közút Nonprofit Zrt. végzett 2014 tavaszán, annak érdekében, hogy felmérjék a biotikus és abiotikus paramétereket minden mintavételi területen. Az adatok kiértékelés során a kaszálás hatását vettem figyelembe (2. függelék, 2. ábra). Az *A. vulgare* és a *P. collicola* abundanciájára nézve, megállapítottam a két faj abundanciája közötti különbségeket figyelembe véve a 1) kaszálás intenzitását, 2) a mintavételi évszakot, 3) a kaszálás intenzitását a mintavételi évszakon belül és 4) a kaszálás intenzitását a szomszédos élőhelyen belül.

3.2.3. A szárazföldi ászkarák fajok azonosítása, csoportosítása és az eredmények kiértékelése

A fajok azonosítását sztereomikroszkóp és fénymikroszkóp segítségével végeztem, Schmidt (1997), Hopkin (1991), Berg és Wijnhoven (1998), illetve Farkas és Vilisics (2013) határozói alapján. A feldolgozott fajok tudományos neveinél Schmalzfuss (2003) katalógusát, a magyar neveknél Farkas és Vilisics (2013) határozóját vettem alapul.

Élőhely preferencia szerint megkülönböztettem generalista és specialista fajokat. A specialista fajokat további 3 természetességi kategóriába (zavart élőhelyen ritka, természetes élőhelyen gyakori és természetes élőhelyen ritka) soroltam Hornung és mtsai (2007, 2009), valamint Vilisics és Hornung (2010) munkái nyomán. Életmenet-jellemzőik szerint felszín-aktív és talaj-aktív ászkarákat különítettem el Hornung és mtsai (2007) alapján. Farkas és Vilisics (2006), valamint Vilisics és Hornung (2008) munkái nyomán a fajokat magyarországi státuszuk szerinti őshonos, kozmopolita és behurcolt csoportokba soroltam. Az országos átlaghőmérsékletet és csapadékmennyiséget ábrázoló diagramokat és térképeket az Országos Meteorológiai Szolgálat honlapjáról töltöttem le (<https://met.hu>).

Az eredmények kiértékeléséhez a PAST Paleontological Statistic programcsomagját alkalmaztam (Hammer és mtsai 2001). Az összes mintavételi helyen megtalálható ászkarák fajok számával jellemeztem az

egész terület γ -diverzitását és az egyes élőhelyeken regisztrált α -diverzitást az ott kimutatott fajok számával adtam meg. A szárazföldi ászkarák együttesek jellemzésére és összehasonlítására megállapítottam a fajok relatív abundancia (Ar) és frekvencia (F) értékeit, továbbá a csapdánkénti átlagos fajszámot (S), a csapdánkénti átlagos egyedszámot (N), valamint a Shannon-diverzitást (H), melynek értékét leginkább a ritka fajok befolyásolják (Magurran 2004). Az összes kiértékelt adat elemzése során egytényezős varianciaanalízist használtam (egyutas ANOVA). Kétfaktoros varianciaanalízist (kétutas ANOVA) használtam több tényező (az autópálya szakaszok fekvése - mintavételi évek, szomszédos élőhelyek - úttesttől való távolság, autópályák kora - természetességi zavartsági állapota) hatásának vizsgálatához. Az autópályák és mintavételi helyek ászkarák együtteseinek közötti hasonlóságot klaszter-analízissel szemléltettem Jaccard-féle hasonlósági indexet alkalmazva, ami kizárólag a fajok jelenlétét és hiányát veszi figyelembe (Schmera és Erős 2008). Az ászkarák együttesek elkülönülését trendtelenített korrespondencia-analízis segítségével elemeztem. A Wilson és Shmida féle β -diverzitási index (β_T) által a mintavételi helyek közötti fajkicserélődés mértékét adtam meg, a Whittaker-féle β -diverzitási index segítségével (β_W), ami az átlagos alfa (α) diverzitás és a gamma (γ) diverzitás hányadosából adódik, a területen belüli élőhely-komplementaritás szintjét jellemeztem (Magurran 2006).

4. EREDMÉNYEK

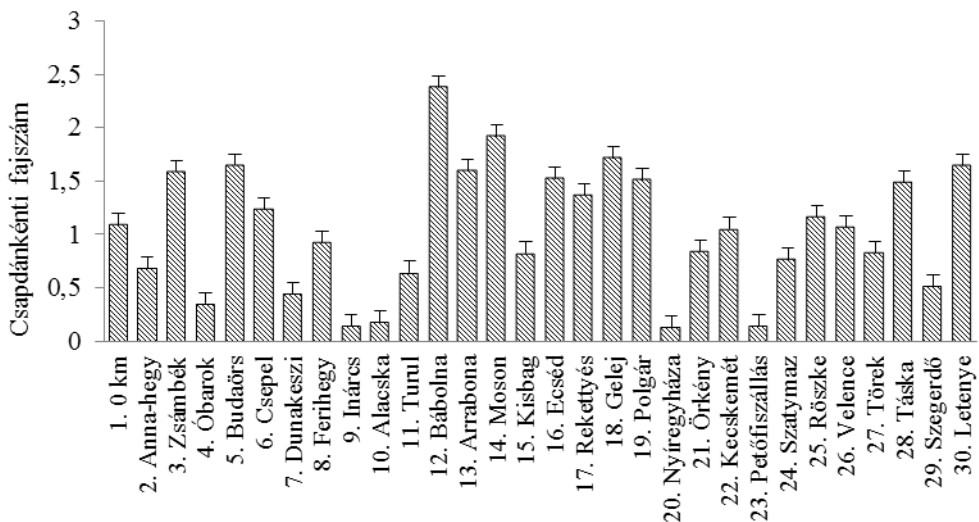
4.1. Szárazföldi ászkarákok vizsgálata autópályákon

4.1.1. Az autópályák ászkarák együttese az vizsgált megállóhelyeken

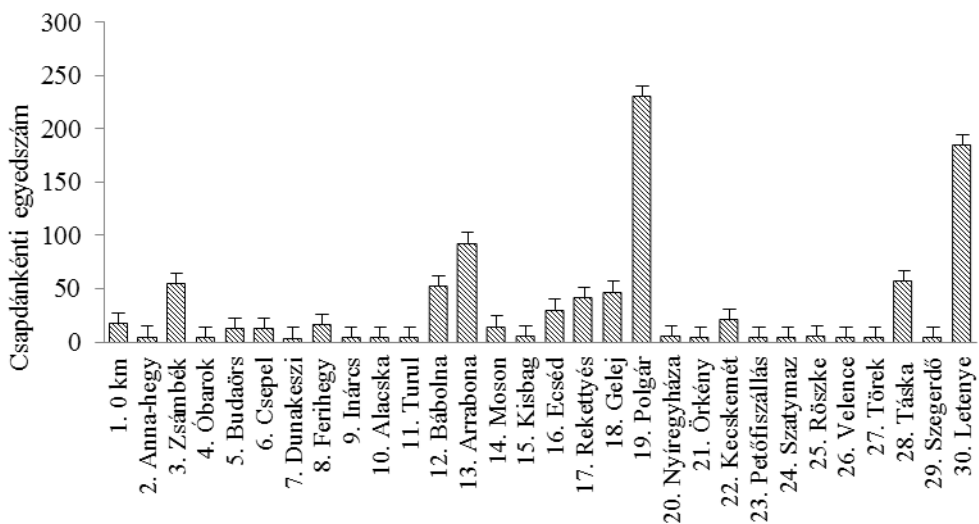
A 2011 és 2013 közötti kutatásaim során a négy vizsgált autópálya (M1, M3, M5, M7) és az M0-ás gyorsforgalmi út szegélyeiben 18 szárazföldi ászkarák faj 50144 egyedét találtam (4. táblázat, 9. függelék). A 8 családba sorolt 18 faj az ismert magyarországi fajoknak (57 faj) (Farkas és Vilisics 2013) közel egyharmadát (31,5 %) tette ki. Az ászkarákok viszonylatában figyelemreméltó az autópályákon tapasztalt nagy fajgazdagság és abundancia, ami az autópályák mentén kialakított zöld sávok mozaikos mivoltára utal.

A vizsgált autópályákon a csapdánkénti átlagos fajszámot tanulmányozva szignifikáns eltéréseket tapasztaltam a mintavételi helyek között (1. táblázat). Az ászkarákok csapdánkénti átlagos fajszáma Bábolna megállónál volt a legnagyobb. A Komárom-Esztergomi-síkság és a Szigetköz-Mosoni-síkság mintavételi helyei szintén nagy fajszámmal jellemezhetők. Az ászkarákok hasonlóan nagy csapdánkénti fajszáma volt megfigyelhető a Dunazug-hegyvidék, az Észak-Alföldi Hordalékkúp-síkság és a Zalai-dombvidék mintavételi helyein. Az ászkarákok csapdánkénti fajszáma Inárcs, Nyíregyháza és Petőfiszállás megállóknál mutatta a legkisebb értékeket (3. ábra).

Az ászkarákok csapdánkénti átlagos egyedszáma szignifikáns eltéréseket mutatott az egyes mintavételi helyek között (2. táblázat). Az ászkarákok csapdánkénti átlagos egyedszáma Polgár megállónál volt a legnagyobb. Szintén nagy egyedszámot figyeltem meg a Zalai-dombvidék Letenye mintavételi helyén, a Komárom-Esztergomi-síkság Bábolna és Arrabona mintahelyén, valamint az Észak-Alföldi Hordalékkúp-síkságon elterülő Rekettyés és Gelej megállóknál. A Dunazug-hegyvidék és a Dunamenti-síkság mintavételi helyein, Zsámbék kivételével az ászkarákok egyedszáma alacsony volt. Szintén kis egyedszámok jellemezték a Nyírség, a Duna-Tisza közti síkvidék és az Alsó-Tiszavidék megállóhelyeit (4. ábra).

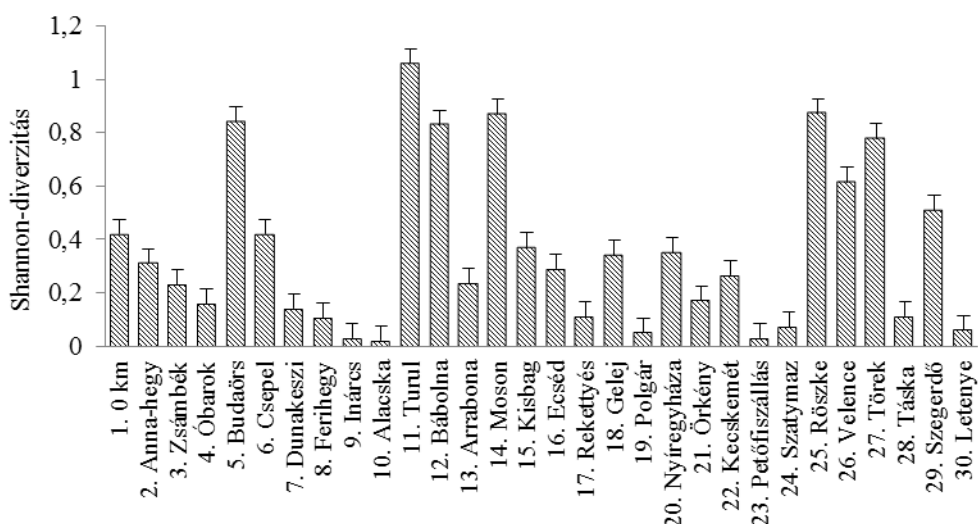


3. ábra. Az ászkarákok csapdánkenti átlagos fajszámának változása a vizsgált autópálya pihenőhelyeken (\pm S.E.). A mintavételi helyek tájegységekre való besorolása az 1. függelékben olvasható.



4. ábra. Az ászkarákok csapdánkenti átlagos egyedszámának változása a vizsgált autópálya pihenőhelyeken (átlag \pm S.E.). A mintavételi helyek tájegységekre való besorolása az 1. függelékben olvasható.

Az ászkarákok Shannon-diverzitás értékei között szignifikáns eltéréseket tapasztaltam a vizsgált autópálya pihenőhelyeken (3. táblázat). A legnagyobb diverzitás értékeket a Vértes-Velencei-hegyvidék Turul mintavételi helyén tapasztaltam. Hasonlóan nagy diverzitás jellemezte Budaörs, a Komárom-Esztergomi-síkság és a Szigetköz-Mosoni-síkság mintavételi helyeit, valamint a déli fekvésű Röszke és Török megállókat. A legkisebb diverzitás Alacska, Inárcs és Petőfiszállás pihenőhelyeken volt megfigyelhető (5. ábra).



5. ábra. Az ászkarákok Shannon-diverzitásának változása a vizsgált autópálya pihenőhelyeken (átlag \pm S.E.). A mintavételi helyek tájegységekbe való besorolása az 1. függelékben olvasható.

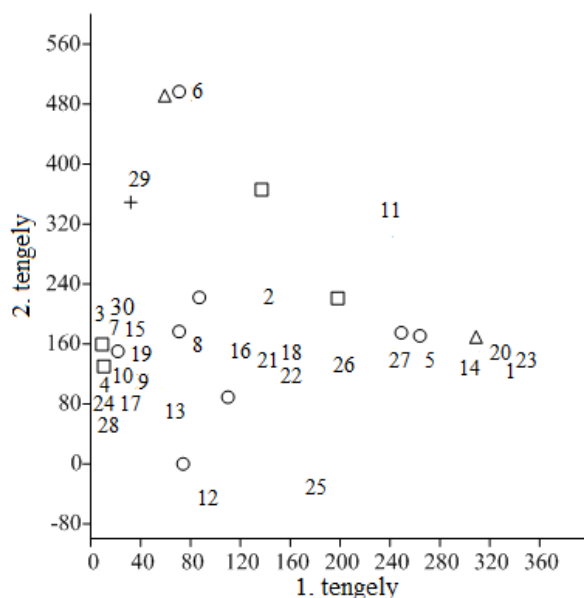
A vizsgálataim során tapasztalt eredmények csak részben tükrözik az ászkarák fajok gyakorisági-természetességi besorolását (4. táblázat). A gyakori tarkaászka (*P. collicola* (Verhoeff, 1907)), a dudoros ászka (*T. nodulosus* (C. Koch, 1838)), a közönséges márványosászka (*T. rathkii* (Brandt, 1833)) és a szürke gömbászka (*A. vulgare* Latreille, 1804)) a leggyakoribb és földrajzilag a legszélesebben elterjedt homogenizáló fajok közé sorolhatók.

4. táblázat. *A gyűjtött fajok természetességi besorolása, életmenet-jellemzői és hazai státusza. G=generalista, ZR=zavart élőhelyen ritka, TG=természetes élőhelyen gyakori, TR=természetes élőhelyen ritka, C=talaj-aktív, S=talajfelszín-aktív, N=őshonos, B=behurcolt, K=kozmozopolita.*

Röv.	Faj	Természe- tesség	Élet- menet	Hazai státusz
Ligiidae				
Lh	<i>Ligidium hypnorum</i> (Cuvier, 1792)	TG	C	N
Trichoniscidae				
Hr	<i>Hyloniscus riparius</i> (C. Koch, 1838)	G	C	N
Tp	<i>Trichoniscus pusillus</i> Brandt, 1833	G	C	N
Trachelipodidae				
Pc	<i>Porcellium collicola</i> (Verhoeff, 1907)	G	S	N
Tn	<i>Trachelipus nodulosus</i> (C. Koch, 1838)	G	S	N
Tr	<i>Trachelipus rathkii</i> (Brandt, 1833)	G	S	N
Trz	<i>Trachelipus ratzeburgii</i> (Brandt, 1833)	TG	S	N
Philosciidae				
Lm	<i>Lepidoniscus minutus</i> (C. Koch, 1838)	TG	S	N
Platyarthridae				
Ph	<i>Platyarthrus hoffmannseggii</i> Brandt, 1833	G	C	N
Agnaridae				
Pp	<i>Protracheoniscus politus</i> (C. Koch, 1841)	TG	S	N
Op	<i>Orthometopon planum</i> (Budde-Lund, 1885)	TG	S	N
Porcellionidae				
Ps	<i>Porcellio scaber</i> Latreille, 1804	G	S	K
Ppr	<i>Porcellionides pruinosus</i> (Brandt, 1833)	G	S	K
Armadillidiidae				
Av	<i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804)	G	S	K
An	<i>Armadillidium nasatum</i> Budde-Lund, 1885	ZR	S	B
Ao	<i>Armadillidium opacum</i> (C. Koch, 1841)	TR	S	N
Az	<i>Armadillidium zenckeri</i> Brandt, 1833	TG	S	N
Ave	<i>Armadillidium versicolor</i> Stein, 1859	ZR	S	B

Az autópályákat kísérő gyepsávokon is a legtágabb toleranciával voltak jellemezhetők, és közülük is az *A. vulgare* érte el a legnagyobb relatív abundanciát 89 %-os értékkel és a legnagyobb frekvenciát 96 %-os éves átlaggal (10. függelék). A közönséges kisászka (*T. pusillus*), a természetes síksági élőhelyet kedvelő közönséges partiászka (*H. riparius*), az emberi zavarás alatt álló, szinanthróp élőhelyeket preferáló érdes pinceászka (*P. scaber*) és a kozmozopolita hamvas ászka (*P. pruinosus*) a legtöbb élőhelyen általánosan elterjed és tág toleranciával jellemezhető. Azonban az autópályák szegélyeiben alacsony abundancia- és frekvenciaértékeiket figyeltem meg. A

szegély-élőhelyeken a speciális igényű ászkarák fajok aránya viszonylag magasnak tekinthető. Ezek az élőhely függő, szűk alkalmazkodó képességű fajok az összes diverzitás felét (9 faj) tették ki. A természetességi-gyakorisági besorolás a mirmekofil hangyás vakászkát (*P. hoffmannseggii*) generalista fajként kategorizálja. Azonban a faj egy adott tényezőre nézve meglehetősen szűk tűréshatárral rendelkezik, mivel kizárólag hangyafajok fészkeiben él, szoros kölcsönhatásban a hangyákkal, mindazonáltal számos hangyafajjal képes szimbiózist kialakítani. A vizsgálati évek során az autópálya szegélyek jellegtelen, vetett, száraz és félszáraz gyepein a közép-európai erdők öt fajtát, míg az atlanti erdők egy fajtát sikerült kimutatnom. A közép-európai elterjedésű közönséges fűrgéászka (*L. hypnorum*), a lebenyes ászka (*T. ratzeburgii*) és a sima ászka (*O. planum*), valamint az atlanti elterjedésű erdei gömbászka (*A. opacum*) a keleti fekvésű autópályák szegélyeiben közvetlenül az őshonos erdők közeléből került elő, ami nem meglepő, hiszen ezek a fajok erősen kötődnek az állandóan vizes, párás élőhelyekhez. A pikkelyes ászka (*L. minutus*) és a közönséges erdeiászka (*P. politus*) nem ragaszkodott olyan erősen az erdők közelségéhez, mint az előbb említett erdei fajok, ugyanis az erdőkhez közeli szegélyek mellett, városi és nyílt területek közelében is előfordultak, indikálva toleranciájukat a megváltozott körülményekhez. A ritkának tekinthető mocsári ászka (*A. zenckeri*) vizes, mocsaras területekhez köthető preferenciája az autópályákat kísérő gyepsávokban nem mutatkozott meg, habár kötődése a nedves élőhelyekhez az erdők melletti előfordulásával magyarázható. A hazánkban szintén ritka változékony gömbászka (*A. versicolor*) két egyede is megjelent a nyíregyházi mintavételi helyen. A városok üvegházaiból ismert mediterrán eredetű üvegházi gömbászka (*A. nasatum*) egyre növekvő populációját találtam meg az M0-ás autót csepeli mintavételi helyén (6. ábra, 10. függelék).



6. ábra. Az ászkarák fajok elkülönülése a vizsgált autópálya pihenőhelyeken trendtelenített korrespondencia analízissel ábrázolva (○ generalista fajok, □ természetes élőhelyen gyakori fajok, Δ zavart élőhelyen ritka fajok, + természetes élőhelyen ritka fajok). A mintavételi helyek számkódjai és tájegységekre való besorolása az 1. függelékben olvasható.

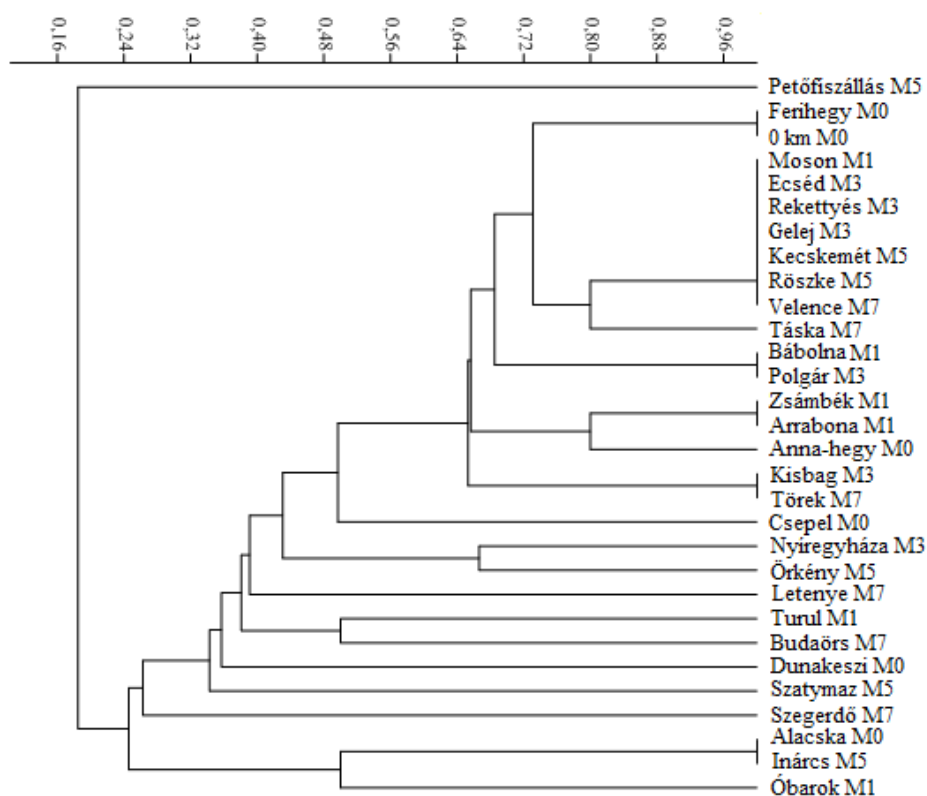
Az autópályák szegélyeiben figyelemre méltó volt a tág toleranciával bíró generalista fajok 50 %-os reprezentáltsága és kimagasló abundanciája. Hasonlóan nagy fajszámmal jelentek meg a természetes élőhelyek gyakori fajai (33 %), míg a természetes és zavart élőhelyek ritka fajainak csupán három képviselőjét sikerült kimutatnom a hazai autópályákon. A generalista fajok Petőfiszállás megálló kivételével minden mintavételi helyen jelentős abundanciával fordultak elő, kiváltképpen Polgár és Letenye mintavételi helyeken. A természetes élőhelyen gyakori fajok csak hat megállónál fordultak elő, közülük is Letenye volt kimagasló nagy faj- és egyedszámával. A természetes élőhelyek ritka fajai csak két helyen, a zavart élőhelyek ritka fajai három mintavételi helyen fordultak elő. Szegerdő volt az egyedüli megállóhely, ahol mind a négy természetességi kategória fajai jelen voltak (9. függelék).

Az autópálya szegélyekre jellemző volt az őshonos fajok magas aránya (77 %), mellettük három kozmopolita és két behurcolt faj került elő.

Az őshonos fajok Inárcs és Alacska kivételével minden mintavételi helyen megjelentek, fajszámuk Letenye mintavételi helyen, egyedszámuk Bábolna megállónál volt a legnagyobb. A behurcolt fajokat csak három magálló mellett sikerült kimutatnom. A kozmopolita fajok Petőfiszállás kivételével minden élőhelyen megtalálhatók voltak, fajszámuk Budaörs, Csepel és Turul megállók mellett, egyedszámuk Polgár mintavételi helyen érte el a legnagyobb értéket (9. függelék).

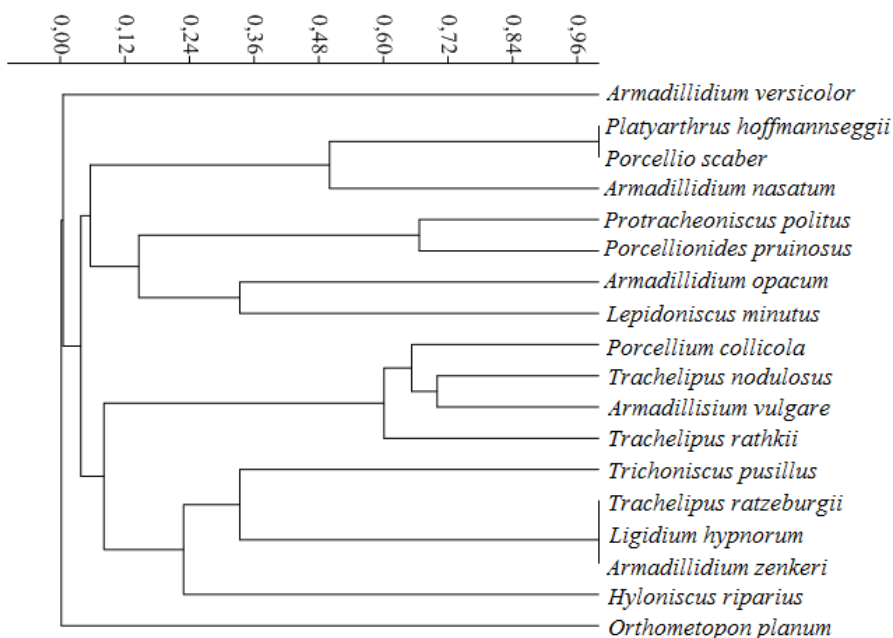
Életmenet-jellemzőik alapján a mintavételi helyek ászkarák együtteseinek közötti különbségek jól megfigyelhetők a 9. függelékben. A talaj-aktív fajok egyedszáma elenyésző volt a talajfelszín-aktív fajok egyedszámához viszonyítva. Ennek oka nagyrészt a mintavételi módszer hatékonyságában keresendő, hiszen az általam alkalmazott etilén-glikollal töltött Barber-féle talajcsapda a felszín felett mozgó ízeltlábúak befogására alkalmazható hatékonyan, azonban a kistermetű, csekély mobilitású fajok esetében közel sem tekinthető eredményesnek. A talajfelszín-aktív fajok minden mintavételi helyen előfordultak és fajszámuk Csepel, Turul és Letenye megállónál volt a legnagyobb. A talaj-aktív fajok mindössze hét megállónál voltak megfigyelhetők, közülük is Letenye emelkedett ki a nagyobb fajszámmal. A talajfelszín-aktív fajok egyedszáma Polgárnál, a talaj-aktív fajok egyedszáma Letenyénél volt a legnagyobb (9. függelék).

Az egyes mintavételi helyek szárazföldi ászkarák együtteseinek elkülönültek egymástól fajkészletük szempontjából. A mintavételi helyek több csoportot alkottak, melyek viszonylag tág hasonlósági tartományban váltak szét egymástól (0,18-1). Az M0-ás úton Ferihegy és a 0 km mintavételi helyek között, az M1-es autópályán Zsámbék és Arrabona között, az M3-as autópályán Ecséd, Reketyés és Gelej között, illetve az M5-ös autópályán Kecskemét és Rőszke között 100 %-os hasonlóság volt megfigyelhető. Több esetben két egymástól távoli élőhely (Kisbag és Törek, valamint Alacska és Inárcs) fajkészlete is 100 %-os egyezést mutatott (7. ábra). Ez a nagy hasonlóság az egyes autópályák mintahelyei között rámutat a fajok akadálytalan terjedésére az egymáshoz közeli és távoli élőhelyek között is.



7. ábra. Az autópálya pihenőhelyek ászka együtteseinek hasonlósága klaszter-analízissel ábrázolva Jaccard-féle hasonlósági index alkalmazásával.

A fajok az autópályák mintavételi helyein elterjedési mintázatuk alapján elkülönültek egymástól. A fajok több csoportot alkottak, melyek tág hasonlósági tartományban váltak szét egymástól (0-1). Három gyakori erdei faj (*L. hypnorum*, *T. ratzeburgii* és *A. zenkeri*) elkülönült a többi fajtól és köztük 100 %-os hasonlóság volt megfigyelhető. A leggyakoribb fajok (*P. collicola*, *T. nodulosus*, *T. rathkii* és *A. vulgare*) szintén egy külön csoportot alkottak 60 %-os hasonlósággal. Az *A. versicolor* egy külön ágon teljesen elszeparálódott a többi fajtól (8. ábra).

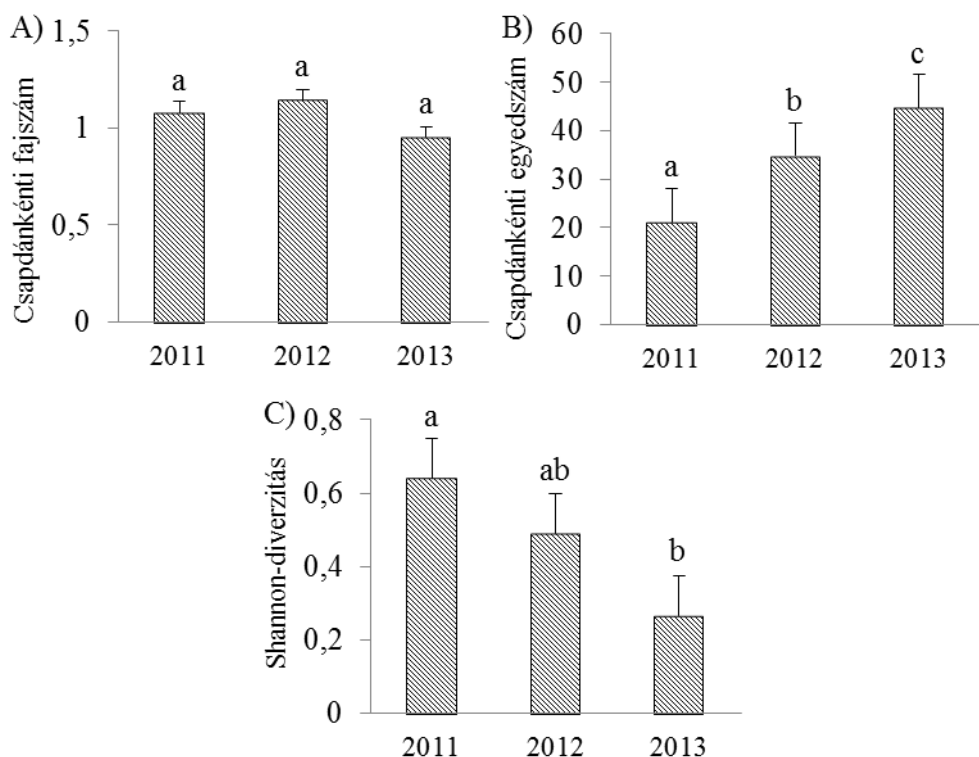


8. ábra. Az ászka fajok hasonlósága elterjedési mintázatuk szerint klaszter-analízissel ábrázolva Jaccard-féle hasonlósági index alkalmazásával.

4.1.2. Ászkák együttesek éves változása az autópályákon

Az ászkákok csapdánkénti fajsza között nem találtam szignifikáns különbségeket a mintavételi évek során. A három év közül, a legmelegebb 2012-es évben volt a legnagyobb az ászkákok csapdánkénti fajsza, amikor az átlaghőmérséklet +1,4 °C-al haladta meg a sokévi (1971-2000) átlagot (9/A. ábra és 5/a. függelék). Az ászkákok csapdánkénti egyedsza szignifikáns növekedést mutatott az évek során (2011-2012: $p=0,0008$; 2012-2013: $p=0,00189$ (9/B. ábra). Az ászkák együttesek Shannon-diverzitása szignifikánsan ($p=0,026$) kisebb volt 2013-ban, mint az első gyűjtési évben (2011) (9/C. ábra).

Figyelembe véve az autópályák fekvését, eltéréseket tapasztaltam az ászkák együttesek ökológiai paramétereinek éves változásában. A kétfaktoros varianciaanalízis eredménye szerint, szignifikáns eltérés van az ászkák Shannon-diverzitása között mind a mintavételi évek, mind az autópályák fekvése alapján (5. táblázat).



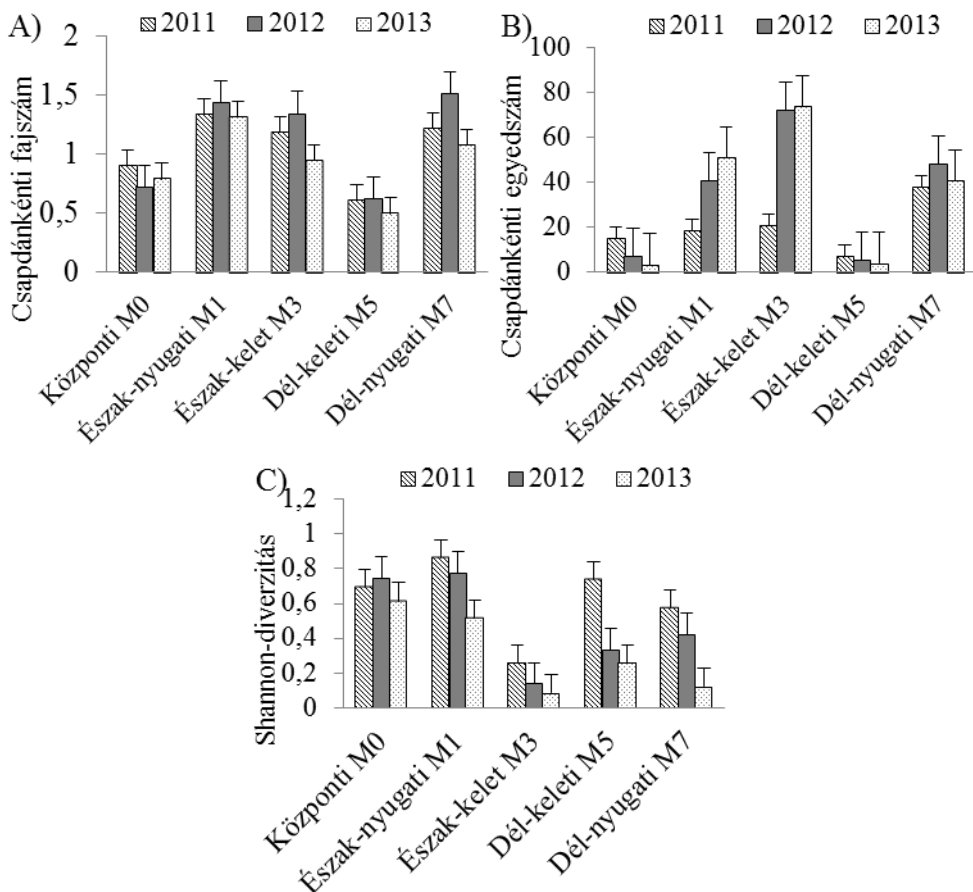
9. ábra. Az ászkarákok csapdánkénti átlagos fajszámának (A), csapdánkénti átlagos egyedszámának (B) és Shannon-diverzitásának (C) változása a három mintavételi év során (átlag \pm S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelölik (egyutas ANOVA).

5. táblázat. A kétfaktoros ANOVA teszt Shannon-diverzitás variancia értékei az autópályák földrajzi fekvése és a mintavételi évek alapján (szignifikancia szint $p = 0,05$, 95 %-os konfidencia intervallum).

	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Földrajzi fekvés	0,636785	4	0,159196	13,3914	0,001
Mintavételi évek	0,235762	2	0,117881	9,91605	0,006
Hiba	0,0951034	8	0,0118879		
Összes	0,967651	14			

Az ászkák fajszáma minden autópályán a második mintavételi évben (2012) érte el a legnagyobb értéket (10/A. ábra). Az ászkarákok abundanciája nem követte a fajgazdagság alakulását, mivel az egyedszámok tekintetében

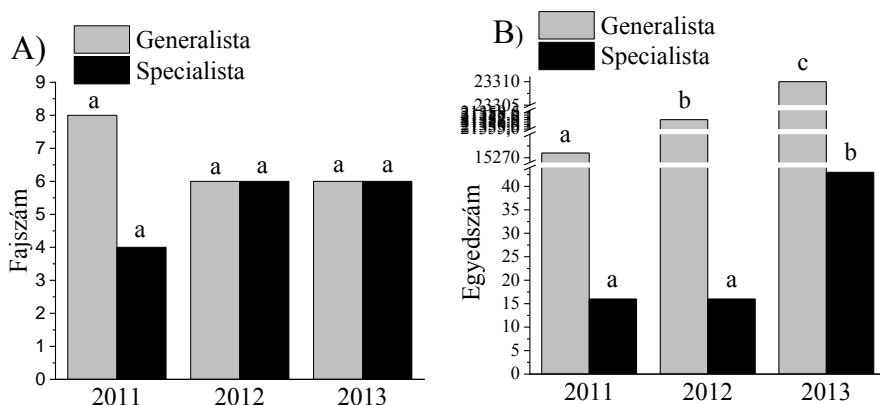
növekvő irányvonal volt jellemző a központi helyzetű M0-ás gyorsforgalmi út és a dél-keleti M5-ös autópálya kivételével (10/B. ábra). A Shannon-diverzitás értékei egyöntetűen csökkenő tendenciát mutattak az évekkel, kizárólag az M0-ás úton volt egy enyhe diverzitásnövekedés 2012-ben (10/C. ábra).



10. ábra. Az ászkarákok csapdánkénti átlagos fajszámának (A), csapdánkénti átlagos egyedszámának (B) és Shannon-diverzitásának (C) éves dinamikája az öt autópályán (átlag \pm S.E.).

A generalista fajok a 2011-es évben nagyobb fajszámmal képviseltették magukat, mint a többi évben, ami a specialista fajok kisebb számát vonta maga után. 2012-ben és 2013-ban a generalista és specialista fajok aránya azonos volt (50-50 %). A generalista és specialista fajok száma

nem mutatott szignifikáns eltérést az évekkel (11/A. ábra). A generalista fajok egyedszáma szignifikáns növekedést mutatott az évekkel (2011-2012: $p=0,0003$; 2011-2013: $p=0,0003$; 2012-2013: $p=0,0003$). A specialista fajok egyedszáma szignifikánsan nagyobb volt az utolsó évben, mint az első ($p=0,0003$) és második ($p=0,0003$) évben (11/B. ábra).

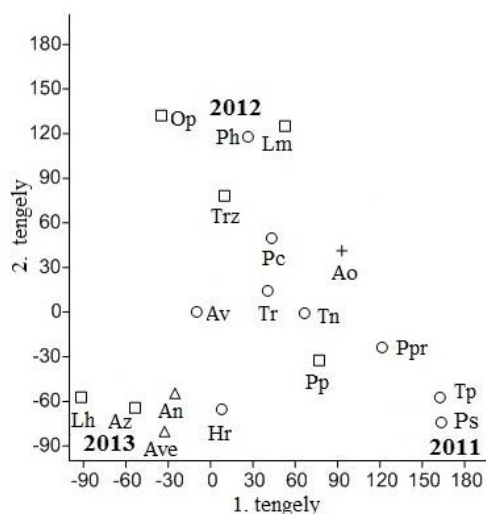


11. ábra. A generalista és specialista fajok számának (A) és egyedszámának (B) változása a három mintavételi év során.

A *T. pusillus* és a *P. scaber* fajok csak a 2011-es évben voltak jelen az autópályák szegélyeiben. Az erdők gyakori fajai, a *L. minutus* és az *O. planum* kizárólag a 2012-es évben, míg az *A. zenkeri* és az *A. versicolor* csak a 2013-as évben jelentek meg (12. ábra). Az ászkarákokat abundanciájuk éves változása alapján kategorizáltam. Az első csoportba soroltam az *A. vulgare* és *A. nasatum* fajokat, melyek relatív abundanciája egyaránt nőtt az évekkel. Ezeket a fajokat kolonizáló fajoknak neveztem, mert egyre nagyobb populációikat figyeltem meg az autópályák szegélyeiben. Ezzel ellentétben a második csoport képviselőinek, a visszaszoruló fajoknak (*P. collicola*, *T. nodulosus* és *T. rathkii*) a relatív abundancia értékei csökkentek 2011 és 2013 között (10. függelék).

A legnagyobb fajkicserélődési rátát a 2012-ben és a 2013-ban begyűjtött ászka együttesek között találtam, míg 2011-ben és a másik két évben (2012 és 2013) gyűjtött ászka együttesek között egyforma, az előzőnél valamivel kisebb értéket mutatott a Wilson és Shmida-féle β -diverzitási index. Ezzel egybevágoan a 2011-ben és a 2012-ben, valamint a 2011-ben és a 2013-ban gyűjtött szárazföldi ászkarák együttesek hasonlítottak a legjobban

egymásra (6. táblázat). A három mintavételi évben a fajok komplementaritásának értéke magas volt, ami jól jelzi, hogy az összes fajszám 62 %-a minden évben megtalálható volt a területeken.



12. ábra. A vizsgált autópálya szegélyek ászkarák fajainak éves elkülönülése trendtelenített korrespondencia analízissel ábrázolva (○generalista fajok, □természetes élőhelyen gyakori fajok, Δ zavart élőhelyen ritka fajok, +természetes élőhelyen ritka fajok). A fajnevek rövidítései az 4. táblázatban olvashatók.

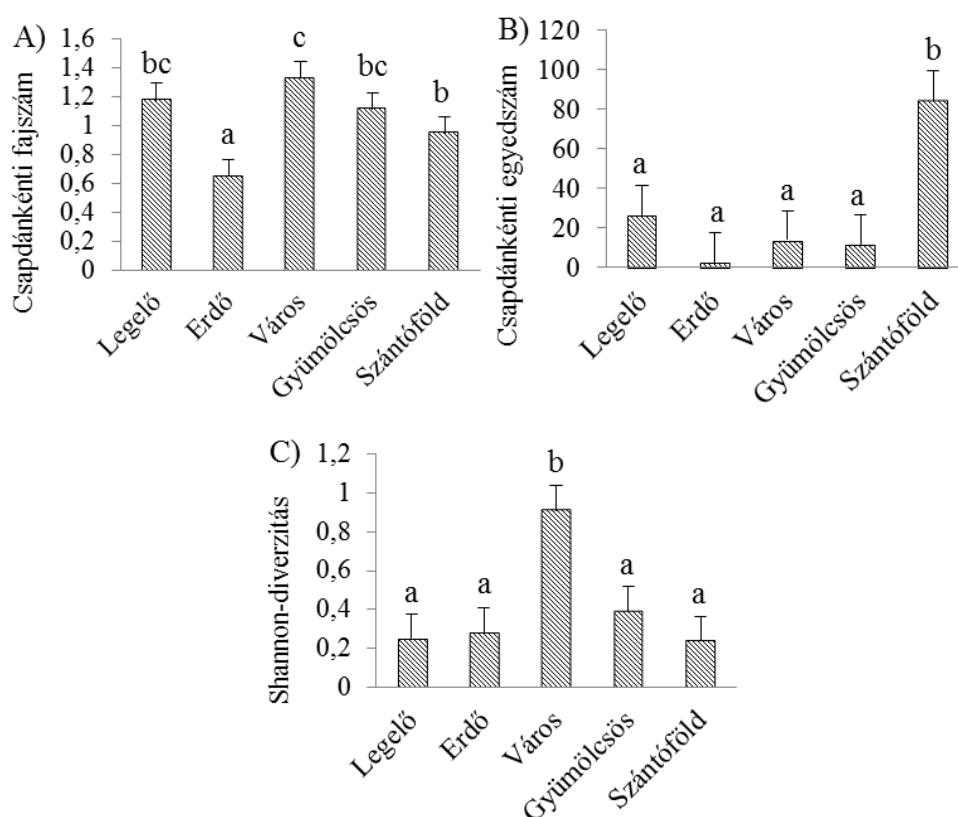
6. táblázat. A Wilson és Shmida-féle β -diverzitási index (β_T) és a Jaccard-féle hasonlósági index értékei a három mintavételi évben.

		2011	2012
Wilson és Shmida-féle β -diverzitási index	2012	0,30	0
	2013	0,30	0,45
Jaccard-féle hasonlósági index	2012	0,53	1
	2013	0,53	0,37

4.1.3. Az ászkarák együttesek változása az autópálya szegélyekkel szomszédos élőhelytípusok szerint

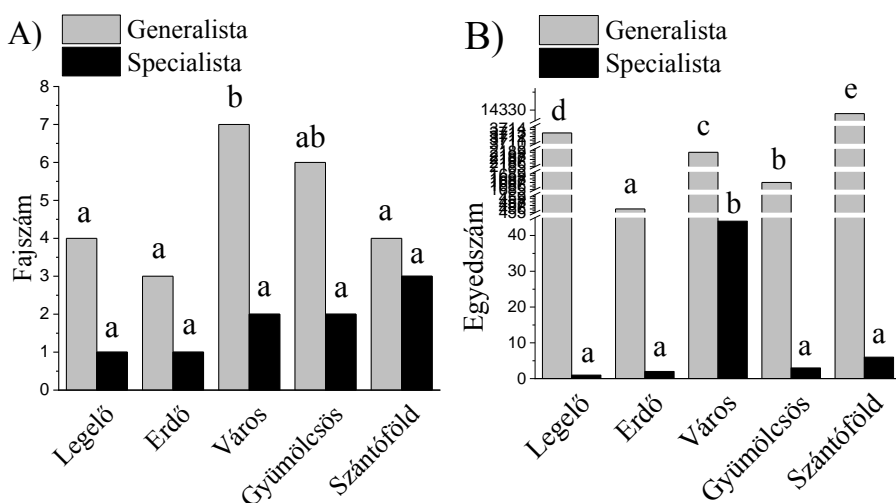
Az adatok kiértékelésénél figyelembe vett mintavételi helyeket a 7/a. függelékben tüntettem fel. Az ászkarákok csapdánkénti átlagos fajszáma a

városi területek mellett szignifikánsan nagyobb volt, mint az erdők ($p=0,0005$) és szántóföldek ($p=0,01$) szomszédságában (13/A. ábra). Az ászkarákok egyedszáma a szántóföldek szomszédságában szignifikánsan nagyobb volt, mint a többi szegély (legelő-szántóföld $p=0,003$; erdő-szántóföld: $p=0,001$; város-szántóföld $p=0,002$; gyümölcsös-szántóföld $p=0,002$) esetében (13/B. ábra). Az ászkarákok Shannon-diverzitása a városi szegélyekben volt szignifikánsan nagyobb, mint a többi élőhelyen (legelő-város $p=0,001$; erdő-város: $p=0,001$; gyümölcsös-város $p=0,002$; szántóföld-város $p=0,001$) (13/C. ábra).



13. ábra. Az ászkarákok csapdankénti átlagos fajszámának (A), csapdankénti átlagos egyedszámának (B) és Shannon-diverzitás (C) értékének változása az autópályák szomszédos területei alapján (átlag \pm S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelölik (egyutas ANOVA).

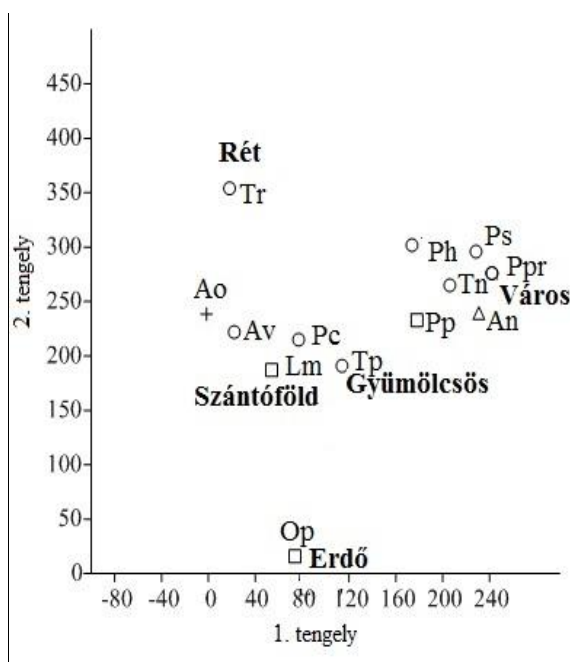
Míg a generalista fajok száma a városi szegélyekben szignifikánsan nagyobb volt, mint a legelő ($p=0,04$), az erdő ($p=0,01$) és a szántóföld ($p=0,04$) melletti szegélyben, addig a specialista fajok számában nem találtam szignifikáns változást (14/A. ábra). A generalista fajok egyedszáma a szántóföldek melletti szegélyekben szignifikánsan nagyobb volt, mint a legelő ($p=0,0002$), az erdő ($p=0,0002$), a város ($p=0,0002$) és a gyümölcsös ($p=0,0002$) melletti szegélyben. A specialista fajok egyedszáma viszont a városi szegélyekben volt szignifikánsan nagyobb, mint a legelő ($p=0,0002$), az erdő ($p=0,0002$), a gyümölcsös ($p=0,0002$) és a szántóföld ($p=0,0002$) mellett (14/B. ábra).



14. ábra. A generalista és specialista fajok számának (A) és egyedszámának (B) változása az autópályákkal szomszédos élőhelytípusok alapján.

A zavart élőhelyek melletti szegélyek (szántóföld, gyümölcsös, város) fajösszetétel szempontjából kevésbé, míg a természet-közeli élőhelyek melletti szegélyek (rét, erdő) jól elkülönültek egymástól. A szántóföldek melletti szegélyekben mind a négy természetességi kategória (generalisták, természetes élőhelyen gyakori fajok, természetes élőhelyen ritka fajok és zavart élőhelyen ritka fajok) képviselői jelen voltak. A természet-közeli legelőket és az erdőket kísérő szegélyeket kizárólag a generalista és a természetes élőhelyek gyakori fajai uralták, míg a ritka fajok csak a zavart élőhelyek melletti szegélyekben voltak jelen (15. ábra). A kolonizáló fajok a nyílt, száraz élőhelyeket preferálták. Az *A. nasatum* kizárólag zavart

élőhelyeken (város és szántóföld) fordult elő és az *A. vulgare* is a mezőgazdasági területek közelében érte el legnagyobb abundanciáját. A *T. nodulosus* városi területeken, a *T. rathkii* legelők mellett, míg a *P. collicola* fás területek (erdő és gyümölcsös) szomszédságában érte el a legnagyobb egyedszámát (11. függelék).



15. ábra. A vizsgált autópálya szegélyek ászkarák fajainak elkülönülése az autópályákkal szomszédos élőhelytípusok alapján trendtelenített korrespondencia analízissel ábrázolva (○generalista fajok, □ természetes élőhelyen gyakori fajok, Δ zavart élőhelyen ritka fajok, + természetes élőhelyen ritka fajok). A fajnevek rövidítései az 4. táblázatban olvashatók.

A Wilson és Shmida-féle β -diverzitás értékéből adódó fajkicserélődési ráta az erdei és a városi területek között volt a legnagyobb, a szántóföldek és legelők szomszédos pályaszegélyeiben pedig a legkisebb (7. táblázat). A fajok Whittaker-féle β -diverzitása kifejezetten nagy komplementaritást sugall, miszerint a különböző szomszédos élőhelytípussal rendelkező szegélyek között a fajok 50 %-a volt komplementere egymásnak. A Jaccard-féle hasonlósági index értéke jól demonstrálja, hogy a legelők és szántóföldek mellett húzódó autópálya szegélyek szárazföldi ászkarák

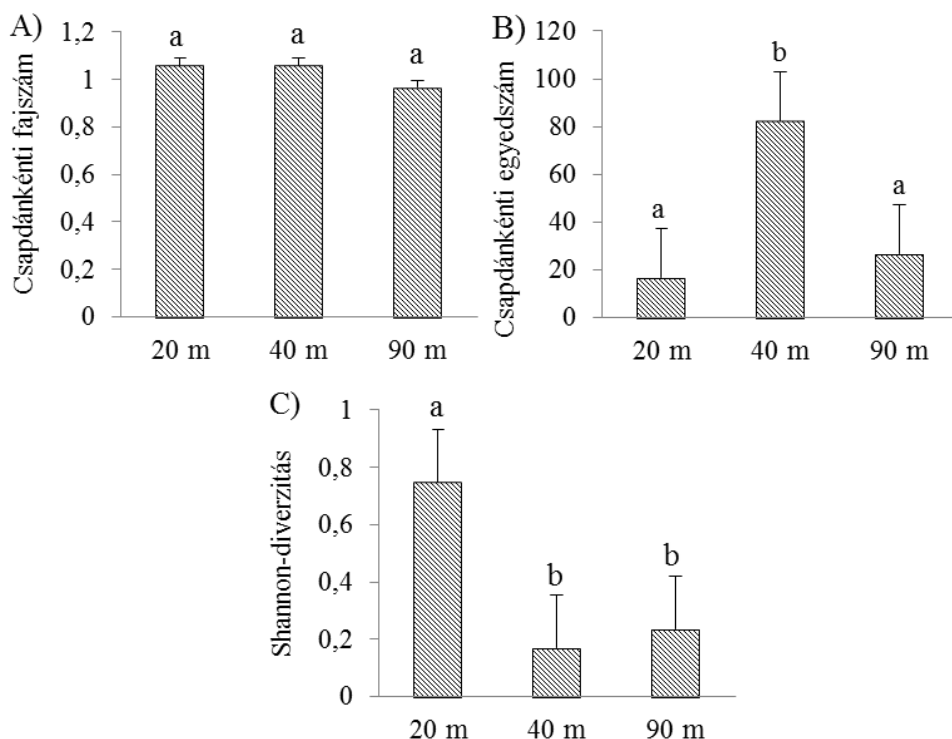
együtteseik között volt a legnagyobb a hasonlóság. Az erdei és városi területek mellett fekvő gyepsávok ászka együtteseik voltak a legkevésbé hasonlóak, melyek között a hasonlóság értéke mindössze 0,3 volt (7. táblázat).

7. táblázat. A Wilson és Shmida-féle β -diverzitási index (β_T) és a Jaccard-féle hasonlósági index értékei az autópályákkal szomszédos élőhelytípusok alapján.

		Legelő	Erdő	Város	Gyümölcsös
Wilson és	Erdő	0,333			
Shmida-féle	Város	0,428	0,538		
β -diverzitási	Gyümölcsös	0,384	0,500	0,294	
index	Szántóföld	0,166	0,454	0,375	0,333
Jaccard-féle	Erdő	0,500			
hasonlósági	Város	0,400	0,300		
index	Gyümölcsös	0,444	0,333	0,545	
	Szántóföld	0,714	0,375	0,454	0,500

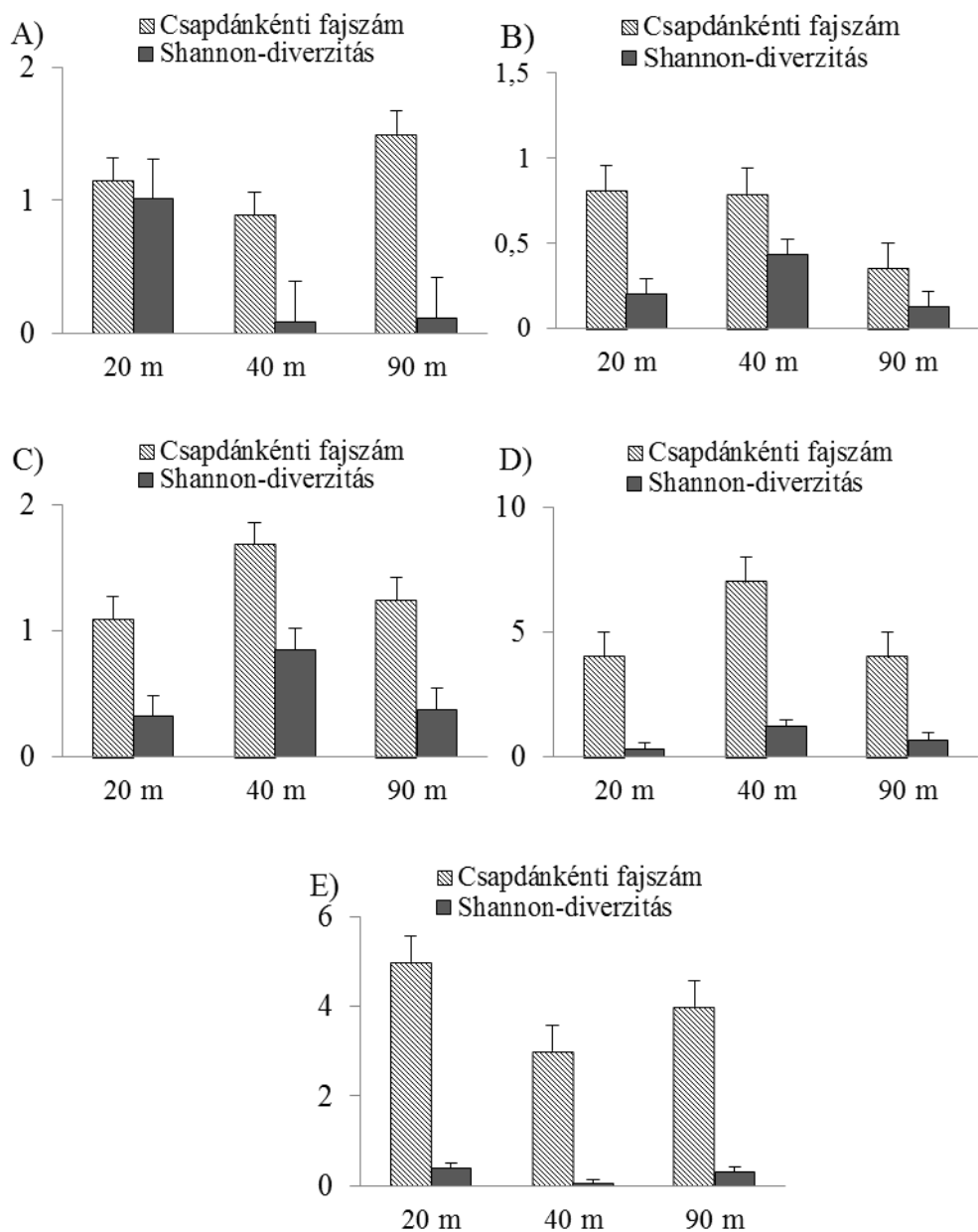
4.1.4. Az ászkák együttesek változása az úttesttől való távolság függvényében

Az adatok kiértékelésénél figyelembe vett mintavételi helyeket a 7/a. függelékben tüntettem fel. Az ászkák csapdánkénti átlagos fajszáma között nem találtam szignifikáns különbségeket az úttesttől való távolság alapján. A legkisebb átlagos csapdánkénti fajszámot a távoli (90 m) élőhelyeken figyeltem meg (16/A. ábra). Az ászkák egyedszáma szignifikánsan nagyobb volt az átmeneti (40 m) távolságban, mint az úttesthez közeli (20 m) ($p=0,0003$) és távoli (90 m) élőhelyeken ($p=0,0003$) (16/B. ábra). Az ászkák Shannon-diverzitás értékei viszont az úttesthez közeli (20 m) élőhelyeken voltak szignifikánsan nagyobbak, mint az átmeneti (40 m) ($p=0,007$) és távoli (90 m) élőhelyek ($p=0,01$) esetén (16/C. ábra).



16. ábra. Az ászkarákok csapdánkenti átlagos fajszámának (A), a csapdánkenti átlagos egyedszámának (B) és Shannon-diverzitás értékének (C) változása az úttesttől való távolság függvényében (átlag \pm S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelölik (egyutas ANOVA).

A kétfaktoros varianciaanalízis alapján nem találtam szignifikáns eltérést 95 %-os konfidencia intervallum mellett az ászkarákok Shannon-diverzitása között sem a szegélyek szomszédos élőhelytípusai, sem az úttesttől való távolság alapján (8. táblázat, 13. függelék). A 17. ábra jól szemlélteti, hogy az ászkarák együttesek csapdánkenti fajszáma és Shannon-diverzitása a szomszédos élőhelytípusok és az úttesttől való távolság függvényében nem mutatott egységes képet. A szántóföldek és legelők szomszédos gyepsávjain az ászka együttesek Shannon-diverzitása az úttesthez közeli (20 m) élőhelyeken a legnagyobb, az átmenetei (40 m) távolságban a legkisebb volt.



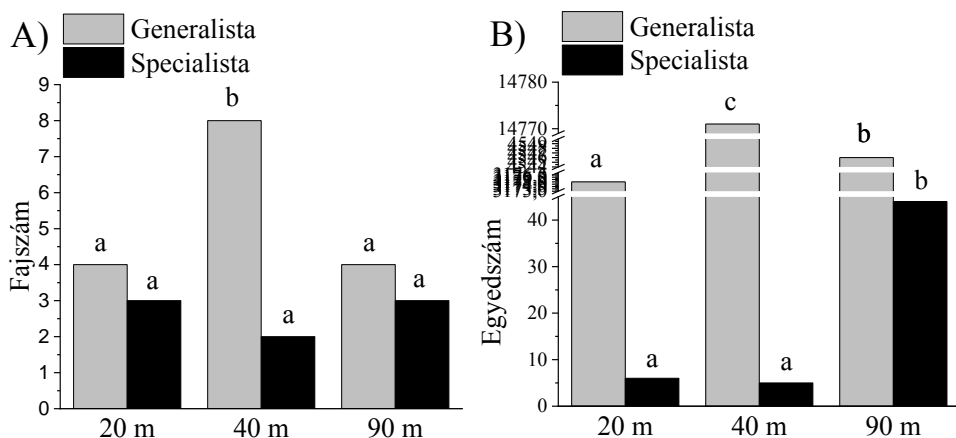
17. ábra. Az ászkarákok átlagos csapdánkénti fajszámának és Shannon-diverzitásának változása legelő (A), erdő (B), város (C), gyümölcsös (D) és szántóföld (E) melletti szegélyekben az úttesttől való távolság alapján (átlag \pm S.E.).

Ez a trend nem volt megfigyelhető az erdei, városi és gyümölcsös területek szomszédos szegélyeiben, ahol a közepes távolságú (40 m) élőhelyek ászka együtteseinek volt a legnagyobb a diverzitása. Az ászkarákok csapdánkénti fajszám diagramjai többé-kevésbé követték a diverzitásgörbék formáját, azonban az erdő és szántóföld mellett a közeli (20 m), a város és gyümölcsös mellett az átmeneti (40 m), legelő mellett pedig a távoli (90 m) távolságban érte el a legnagyobb értéket.

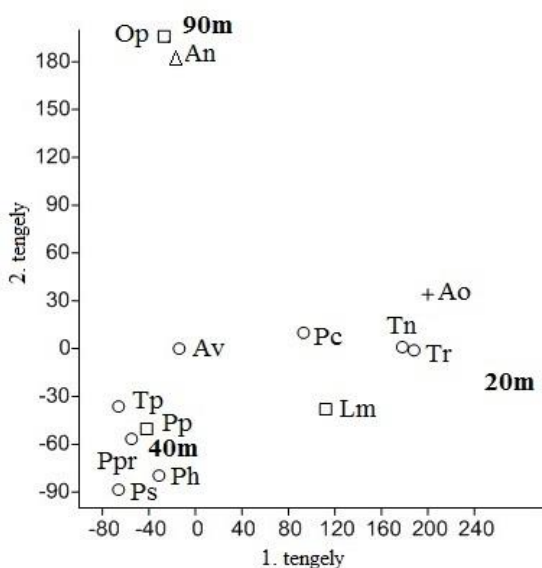
8. táblázat. *A kétfaktoros ANOVA teszt Shannon-diverzitás variancia értékei a szomszédos élőhelytípusok és az úttesttől való távolság alapján (szignifikancia szint $p=0,05$, 95 %-os konfidencia intervallum)*

	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Szomszédos élőhelytípus	0,49179	4	0,122947	0,773292	0,5
Úttesttől való távolság	0,105308	2	0,0526539	0,331172	0,7
Hiba	1,27194	8	0,158992		
Összes	1,86904	14			

Az ászkarákok közösségszerkezetében bekövetkező változások a korábban elemzett változókon túl, az úttesttől való távolság hatásával is összefüggésbe hozhatók. A generalista ászkák fajszáma az átmeneti (40 m) távolságban lévő szegélyekben szignifikánsan nagyobb volt, mint a közeli (20 m) ($p=0,02$) és a távoli (90 m) ($p=0,02$) élőhelyeken. Ezzel szemben a specialista ászkák fajszáma az átmeneti (40 m) távolságban volt a legkisebb, de nem mutatott szignifikáns eltérést (18/A. ábra). A generalista fajok egyedszáma az átmeneti (40 m) távolságban szignifikánsan nagyobb volt, mint a 90 m-es ($p=0,0003$) és 20 m-es ($p=0,0003$) távolságban (20 m-90 m: $p=0,0003$). A specialista fajok a 90 m-es távolságban érték el a legnagyobb egyedszámot, ami szignifikánsan nagyobb volt, mint a 20 m-es ($p=0,0003$) és 40 m-es ($p=0,0003$) távolságok esetében (18/B. ábra). A visszaszoruló fajok az úttesthez közeli 20 m-es távolságban, míg a kolonizáló fajok az átmeneti 40 m-es távolságban érték el a maximumot (12. függelék, 19. ábra).



18. ábra. A generalista és specialista fajok számának (A) és egyedszámának (B) változása az úttesttől való távolság alapján.



19. ábra. A vizsgált autópálya szegélyek ászkarák fajainak elkülönülése az élőhelyek úttesttől való távolsága alapján trendtelenített korreszpondencia analízissel ábrázolva (○generalista fajok, □ természetes élőhelyen gyakori fajok, △ zavart élőhelyen ritka fajok, + természetes élőhelyen ritka fajok). A fajnevek rövidítései az 4. táblázatban olvashatók.

A Wilson és Shmida-féle β -diverzitási index értéke szerint az átmeneti (40 m) és távoli (90 m) élőhelyek között volt a legnagyobb a

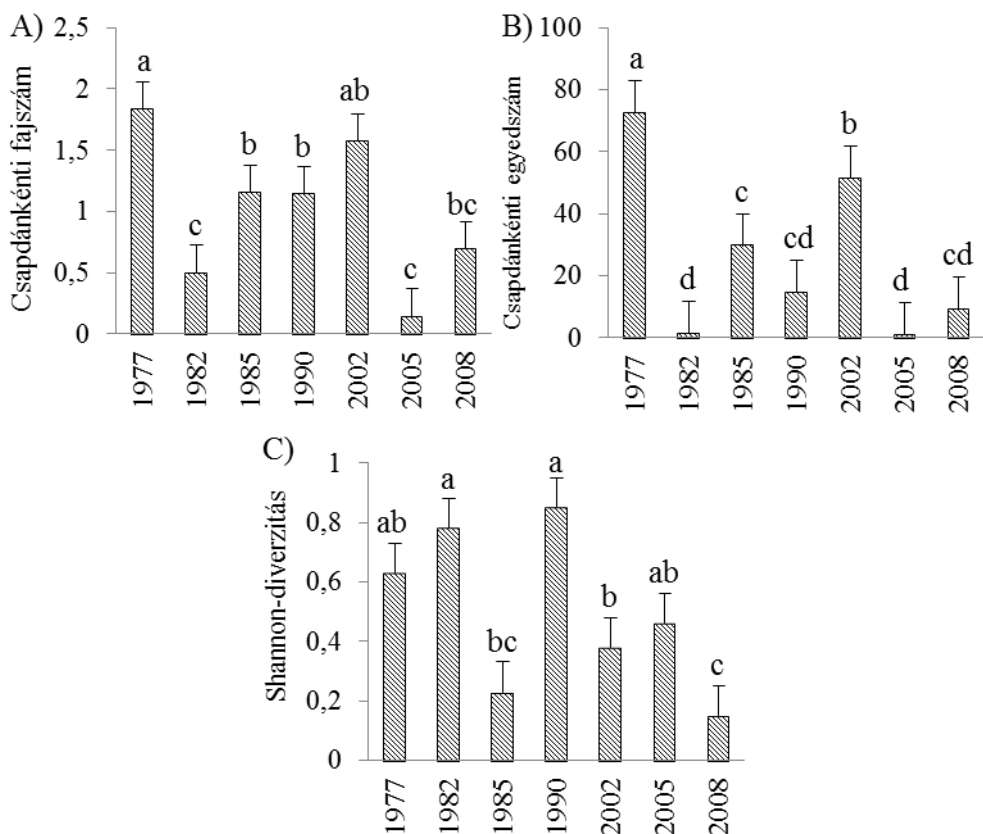
fajkicserélődés és nem meglepően a közeli (20 m) és távoli (90 m) élőhelyek ászka együtteseinek voltak legkevésbé egymás komplementerei (9. táblázat). Az összes γ -diverzitás és az élőhelyenkénti α -diverzitás hányadosából adódó Whittaker-féle β -diverzitás nagy (0,61) komplementaritásra utal. A Jaccard-féle hasonlósági index szerint a legnagyobb hasonlóság az úttesttől 20 m-re és 90 m-re levő élőhelyek között figyelhető meg, míg a 40 m és 90 m távolságban található gyepsávok ászkái együtteseinek voltak a legkevésbé hasonlóak (9. táblázat).

9. táblázat. A Wilson és Shmida-féle β -diverzitás index (β_T) és a Jaccard-féle hasonlósági index értékei az úttesttől való távolság alapján.

		20 m	40 m
Wilson és Shmida-féle β -diverzitási index	40 m	0,41	0
	90 m	0,14	0,52
Jaccard-féle hasonlósági index	40 m	0,41	1
	90 m	0,75	0,30

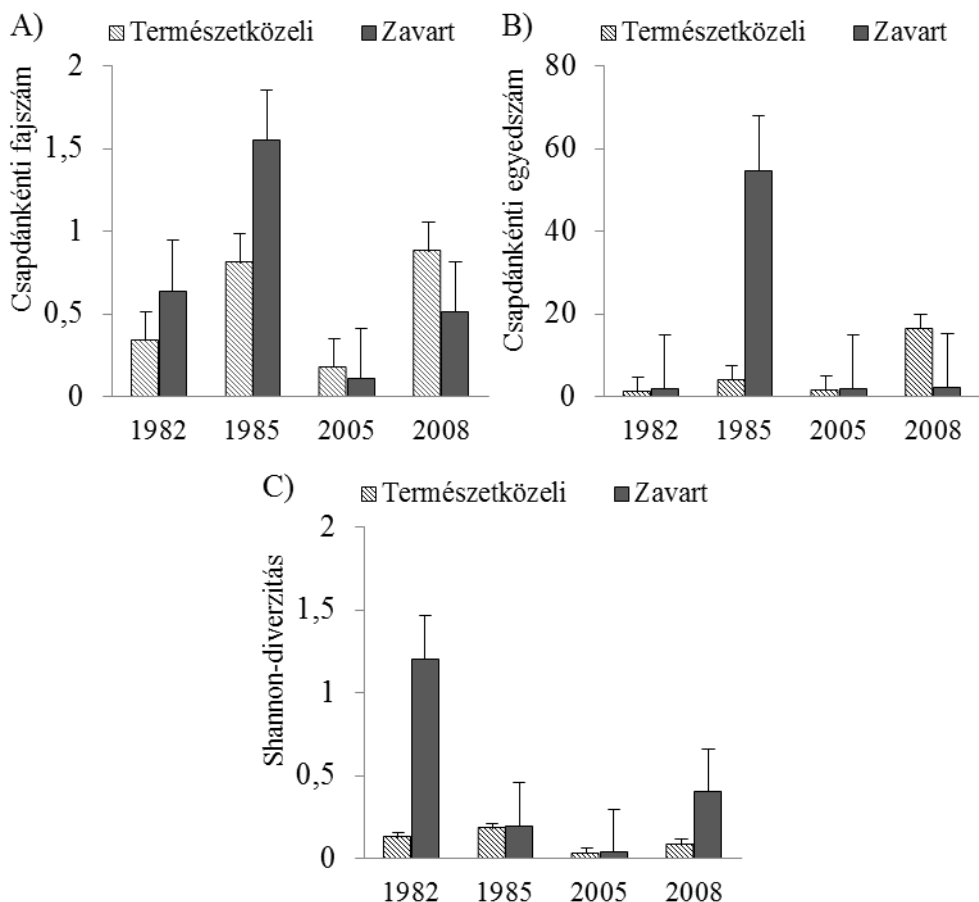
4.1.5. Az ászkák együttesek változása a pályaszakaszok korának függvényében

Az adatok kiértékelésénél figyelembe vett mintavételi helyeket a 8. függelék tartalmazza. Az ászkák csapdánkénti átlagos fajszáma az 1977-ben épített autópályákon szignifikánsan nagyobb volt, mint a 1982-es ($p=0,0002$), 1985-ös ($p=0,0002$), 1990-es ($p=0,0002$), 2005-ös ($p=0,0002$) és a 2008-as ($p=0,0002$) építésű autópályákon (20/A. ábra). Az ászkák csapdánkénti átlagos egyedszáma is az 1977-ben átadott autópályák mentén volt szignifikánsan nagyobb, mint az 1982-es ($p=0,0002$), 1985-ös ($p=0,0002$), 1990-es ($p=0,0002$), 2002-es ($p=0,01$), 2005-ös ($p=0,0002$) és a 2008-as ($p=0,0002$) építésű autópályákon (20/B. ábra). Az ászkák Shannon-diverzitás értéke az 1982-ben és 1990-ben épült szakaszon szignifikánsan nagyobb volt, mint az 1985-ös ($p=0,0002$), 2002-es ($p=0,01$) és a 2008-as ($p=0,0002$) építésű autópályákon (20/C. ábra).



20. ábra. Az ászkarákok csapdánkénti átlagos fajszámának (A), csapdánkénti átlagos egyedszámának (B) és Shannon-diverzitás értékének (C) változása az autópályák kora alapján (átlag \pm S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelölik (egyutas ANOVA).

A kétfaktoros varianciaanalízis alapján nem találtam szignifikáns eltérést 95 %-os konfidencia intervallum mellett az ászkarákok Shannon-diverzitása között sem az autópálya szakaszok kora, sem a szegélyek természetességi-zavartsági állapota alapján (10. táblázat). Az ászkarákok fajszáma és egyedszáma az 1985-ös és idősebb pályaszakaszokon a zavart szegélyekben, míg a fiatal pályákon, a természet-közeli élőhelyeken ért el nagyobb értéket. Az ászkarákok Shannon-diverzitás értéke mind a négy hatásvizsgálatba bevont pályaszakasz esetében a zavart szegélyekben volt a legnagyobb (21. ábra).

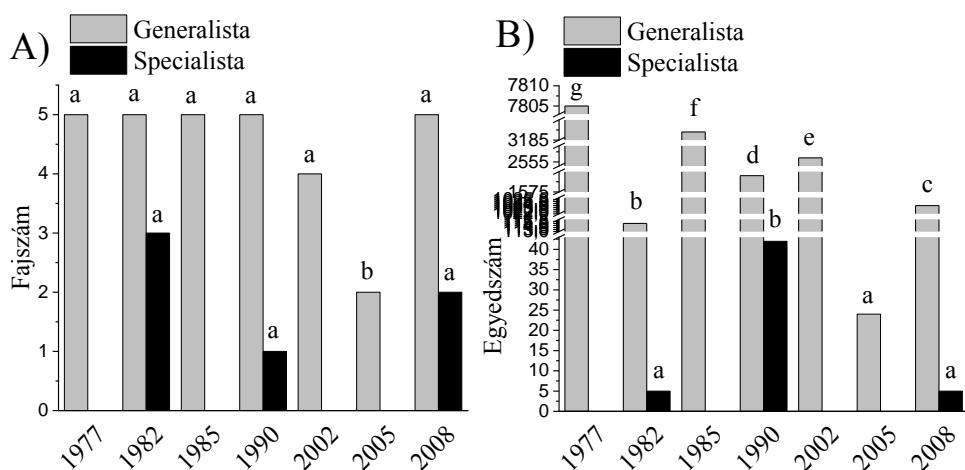


21. ábra. Az ászkarákok átlagos csapdánkénti fajszámának (A) átlagos csapdánkénti egyedszámának (B) és Shannon-diverzitás értékének (C) változása a különböző korú autópályákon az élőhelyek természetességi-zavartsági állapota alapján (átlag \pm S.E.).

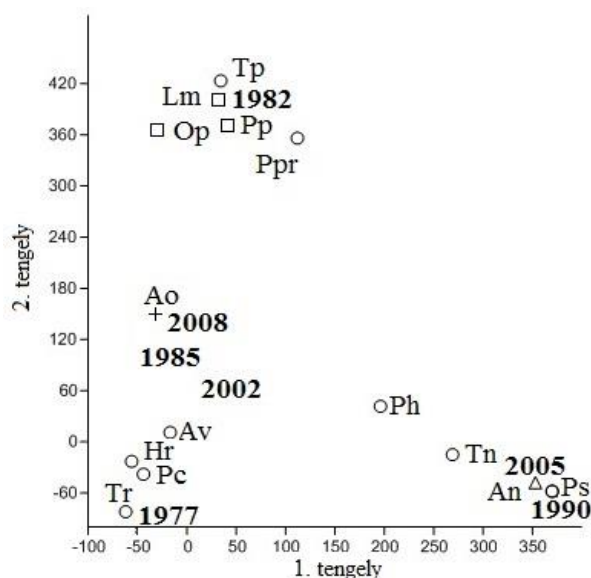
10. táblázat. A kétfaktoros ANOVA teszt Shannon-diverzitás variancia értékei az autópályák kora és a szegélyek természetességi-zavartsági állapota alapján (szignifikancia szint $p=0,05$, 95 %-os konfidencia intervallum).

	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Kor	1095,58	3	365,19	0,900574	0,5
Természetességi-zavartsági állapot	165,98	1	165,98	0,409321	0,5
Hiba	1216,53	3	405,51		
Összes	2478,10	7			

Amíg a legidősebb, 1977-ben létesített autópályák szegélyeit kizárólag generalista fajok uralták, addig a 1982-es építésű sztrádák a generalista fajokból álló együtteseket a természetes élőhelyek gyakori erdei fajai egészítették ki. A ritka fajok csak a később épült autópályák (1999-ben és 2008-ban átadott) gyepsávjaiban voltak kimutathatók (12. függelék, 23. ábra). A generalista fajok száma a 2005-ben átadott pályaszakaszokon szignifikánsan kisebb volt, mint az 1977-es ($p=0,03$), az 1982-es ($p=0,03$), az 1985-ös ($p=0,03$), az 1990-es ($p=0,03$), a 2002-es ($p=0,03$) és a 2008-as ($p=0,03$) építésű pályaszakaszokon. A specialista fajok mindössze három vizsgált pályaszakasz mentén fordultak elő, és a megoszlásukban szignifikáns eltérés nem volt megfigyelhető (22/A. ábra). A generalista fajok egyedszáma az 1977-ben átadott pályaszakaszokon szignifikánsan nagyobb volt, mint az 1982-es ($p=0,0002$), az 1985-ös ($p=0,0002$), az 1990-es ($p=0,0002$), a 2002-es ($p=0,0002$), a 2005-ös ($p=0,0002$) és a 2008-as ($p=0,0002$) építésű pályaszakaszokon. A specialista fajok egyedszáma az 1990-es építésű autópályán volt szignifikánsan nagyobb, mint az 1982-ben ($p=0,0002$) és a 2008-ban ($p=0,0002$) átadott autópályák mentén (22/B. ábra). Mind a kolonizáló, mind a visszaszoruló fajok abundanciájának növekvő, majd csökkenő tendenciája váltja egymást a fiatalabb autópálya szakaszok irányába (12. függelék).



22. ábra. A generalista és specialista fajok számának (A) és egyedszámának (B) változása az autópályák kora alapján.



23. ábra. A vizsgált autópálya szegélyek ászkarák fajainak elkülönülése az autópálya szakaszok kora alapján trendtelenített korrespondencia analízissel ábrázolva (○ generalista fajok, □ természetes élőhelyen gyakori fajok, Δ zavart élőhelyen ritka fajok, + természetes élőhelyen ritka fajok). A fajnevek rövidítései az 4. táblázatban olvashatók.

A különböző korú autópálya szegélyek ászka együtteseinek között tapasztalt fajkicserélődés több pályaszakasz között mutatott azonos értéket. Az 1982-ben épült autópálya szakaszok és másik három különböző korú pályaszakasz (1990-ben, 2005-ben és 2008-ban létesített) Wilson és Shmida-féle β -diverzitási index értéke volt a legnagyobb. A legidősebb (1977-ben átadott) vizsgált autópályák és az 1985-ben épült pályaszakaszok ászkafajai között nem volt tapasztalható fajkicserélődés (11. táblázat). A fajok komplementaritása a különböző korú szegélyek között alacsony volt (0,38). A Jaccard-féle hasonlósági index értékei az 1977-ben és 1985-ben épített autópálya szakaszok ászka együtteseinek egyöntetűségére utalnak. Ezzel ellentétben az 1982-ben létesített pályaszakaszok ászkarák együttese a legkevésbé hasonlítottak az 1990-ben, 2005-ben és 2008-ban átadott autópályák ászka együtteseire (11. táblázat).

11. táblázat. A Wilson és Shmida-féle β -diverzitás index (β_T) és a Jaccard-féle hasonlósági index értékei az autópályák kora alapján.

		1977	1982	1985	1990	2002	2005
Wilson és Shmida-féle β -diverzitási index	1982	0,53	0				
	1985	0	0,53	0			
	1990	0,33	0,60	0,33	0		
	2002	0,11	0,50	0,11	0,27	0	
	2005	0,42	0,60	0,42	0,55	0,33	0
	2008	0,33	0,60	0,33	0,28	0,27	0,55
Jaccard-féle hasonlósági index	1982	0,30	1				
	1985	1	0,30	1			
	1990	0,50	0,25	0,50	1		
	2002	0,80	0,33	0,80	0,57	1	
	2005	0,40	0,25	0,40	0,28	0,50	1
	2008	0,50	0,25	0,50	0,55	0,57	0,28

4.1.6. Az ászkarák fajok kategorizálásának lehetősége az autópályákon tapasztalt előfordulásuk alapján

Az autópályákon kimutatott ászkafajok összetétele karakterisztikus különbségeket mutatott az éves dinamika, a pályák égtáji fekvése, az élőhelyi zavartság, a szomszédos vegetáció, valamint az úttól való távolság és a sztrádák korának függvényében. A fajokat előfordulási gyakoriságuk és a felsorolt hatótényezőkre adott reakciójuk alapján így négy kategóriába tudtam sorolni. Ez a kategorizálás lehetőséget ad arra, hogy ne csak az élőhelyek természetességi-zavartsági állapotának függvényében vizsgálódjunk.

1) Az autópályák kolonizáló fajai (*A. vulgare* és *A. nasatum*):

- egyre növekvő egyedszámuk volt megfigyelhető
- az ország észak-keleti és központi részében domináltak
- zavart élőhelyeket preferáltak
- az út közelsége negatívan hatott rájuk
- az autópálya szakaszok fiatal kora negatívan hatott rájuk

2) Az autópályák visszaszoruló fajai (*P. collicola*, *T. nodulosus* és *T. rathkii*):

- egyre csökkenő egyedszámuk volt jellemző
- az ország melegebb, nyugati részeiben domináltak
- élőhely-preferenciájuk fajonként eltérő tendenciát mutatott
- az út közelsége pozitívan hatott rájuk
- az autópálya szakaszok kora fajonként eltérő hatást mutatott

3) Az autópályák kis egyedszámú, stabil fajai (*H. riparius*, *T. pusillus*, *T. ratzeburgii*, *P. politus*, *P. pruinus*, *A. opacum*):

- stagnáló egyedszám jellemezte őket
- relatív abundanciájuk nem haladta meg a 0,03 %-ot
- élőhelyi gyakoriságuk 7-35 % között volt megfigyelhető
- élőhely-preferenciájukat a nyugati és a központi autópálya szegélyekhez való kötődés jellemezte.

4) Az autópálya szórványfajai (*L. hypnorum*, *L. minutus*, *P. hoffmannseggii*, *O. planum*, *P. scaber*, *A. zenckeri* és *A. versicolor*):

- egy mintavételi évben és/vagy egy évszakban jelentek meg
- relatív abundanciájuk nem haladta meg a 0,003 %-ot
- az élőhelyi gyakoriságuk 7 % alatt maradt
- élőhely-preferenciájukat a nyugati és a központi autópálya szegélyekhez való kötődés jellemezte.

4.2. Szárazföldi ászkarákok vizsgálata főutak mentén

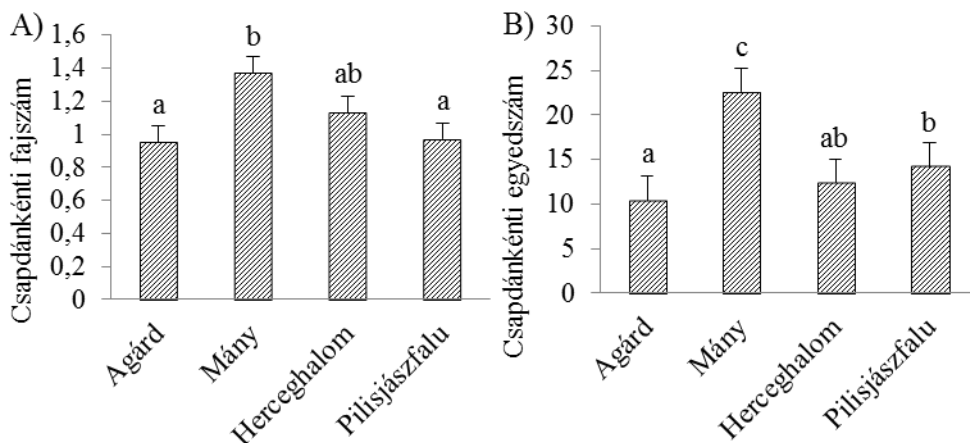
4.2.1. Az ászkarák együttesek jellemzése a főutak szegélyeiben

A 2014 és 2015 közötti kutatásom alatt a 4 vizsgált főút szakasz szegélyeiben 4 szárazföldi ászkarák faj 4236 egyedét regisztráltam (12. táblázat). A 3 családba sorolt 4 ászkafaj az ismert Magyarországi fajoknak (57 faj) mindössze 7 %-át tette ki.

12. táblázat. A feldolgozott fajok természetességi besorolása, életmenet-jellemzői és magyarországi státusza (G=generalista, S = talajfelszín-aktív, N= őshonos, K=kozmodopolita).

Röv.	Faj	Természetesség	Életmenet	Hazai státus
Trachelipodidae				
<i>Pc</i>	<i>Porcellium collicola</i> (Verhoeff, 1907)	G	S	N
<i>Tr</i>	<i>Trachelipus rathkii</i> (Brandt, 1833)	G	S	N
Porcellionidae				
<i>Ppr</i>	<i>Porcellionides pruinosus</i> (Brandt, 1833)	G	S	K
Armadillidiidae				
<i>Av</i>	<i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804)	G	S	K

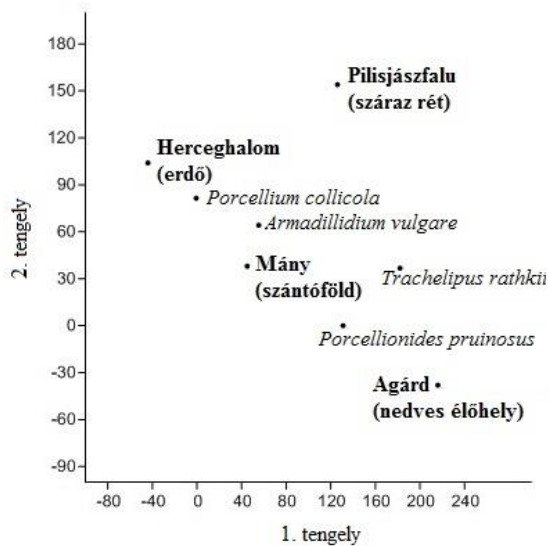
A szárazföldi ászkarákok csapdánkénti átlagos fajsza és egyedsza között szignifikáns eltéréseket találtam. Az ászkarákok átlagos csapdánkénti fajsza szignifikánsan nagyobb volt Mány mintavételi helyen, mint Agárd ($p=0,013$) és Pilisjászfalu ($p=0,016$) esetében. A szárazföldi ászkarákok csapdánkénti átlagos egyedsza is Mány mintavételi helyen volt szignifikánsan nagyobb, mint Agárd ($p=0,013$) és Pilisjászfalu ($p=0,016$) esetében (24. ábra).



24. ábra. Az ászkarákok csapdánkénti átlagos fajszámának (A) és csapdánkénti átlagos egyedszámának (B) változása a vizsgált főút szegélyekben (átlag \pm S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelölik (egyutas ANOVA).

A megjelent fajok mindegyike tág toleranciával bíró generalista ászka faj volt és közülük is az *A. vulgare* és a *P. collicola* volt domináns. Amíg az *A. vulgare* dominanciája a szántóföld közelében Mátyáson tetőzött, addig a *P. collicola* egyedszáma Herceghalom mellett, az erdei élőhelyeken volt jelentős. A száraz réteken (Pilisjászfalu) és a nedves élőhelyeken (Agárd) uralkodó körülmények negatívan hatottak mindkét faj abundanciájára. A *T. rathkii* kizárólag a pilisjászfalui természet-közelű rétek mellett jelent meg, míg a kozmopolita *P. pruinosa* mindössze két példány a szántóföld és az agárdi nedves élőhely szomszédságában bukkant fel (14. függelék, 25. ábra).

A kozmopolita és őshonos fajok aránya változó volt a négy vizsgált főút menti gyepsávban. Mátyáson a kozmopolita fajok legnagyobb egyedszámát találtam, míg az őshonos fajok legnagyobb egyedszáma Herceghalom mellett volt megfigyelhető (14. függelék).

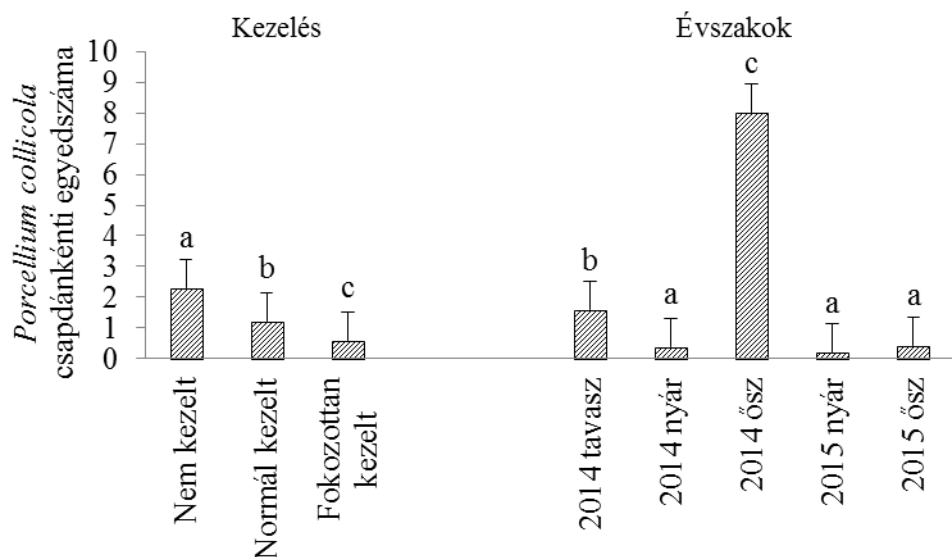


25. ábra. A vizsgált főút szegélyek ászkarák fajainak elkülönülése a szomszédos élőhelyek alapján trendtelenített korrespondencia analízissel ábrázolva.

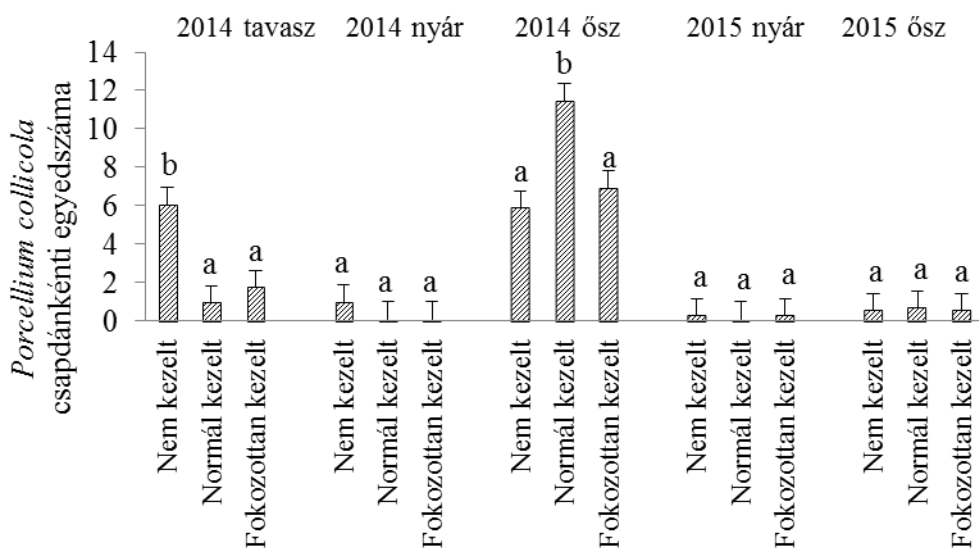
4.2.2. A kaszálás, a szomszédos élőhelyek és az évszakok hatása a *Porcellium collicola* és az *Armadillidium vulgare* abundanciájára

A kaszálás intenzitásának változása és az évszakok változása is szignifikáns eltéréseket eredményezett a *P. collicola* abundanciájában. A *P. collicola* csapdánkénti egyedszáma a nem kezelt szegélyekben szignifikánsan nagyobb ($p=0,001$), míg a fokozottan kezelt szegélyekben szignifikánsan kisebb ($p=0,0005$) volt, mint a normál módon kezelt szegélyekben. A 2014-es év őszi mintavételezés szignifikánsan több *P. collicola* egyedet eredményezett, mint a 2014 tavaszi ($p=0,004$), 2014 nyári ($p=0,002$), 2015 nyári ($p=0,0005$) és 2015 őszi gyűjtés ($p=0,002$) (26. ábra).

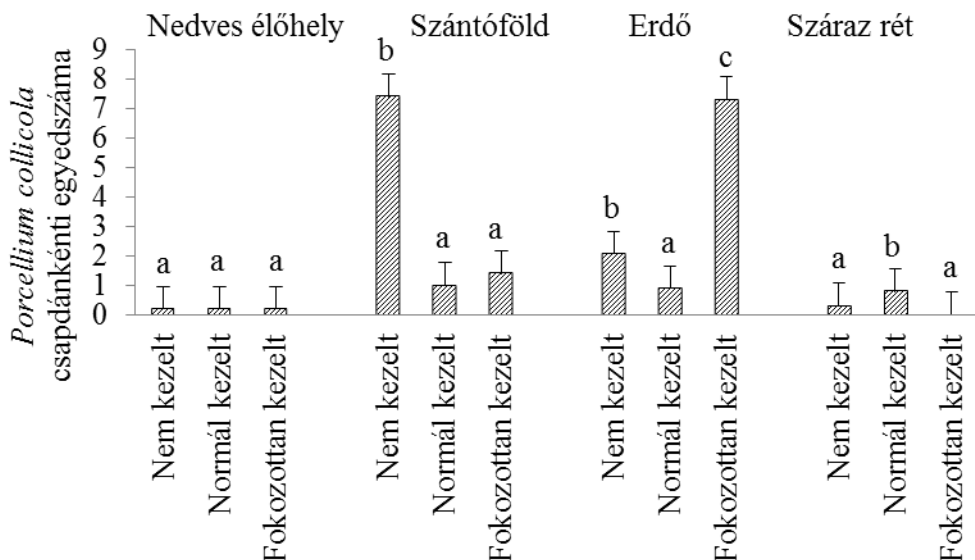
A 2014-es év tavaszán a kezelés hiánya, 2014 őszén a normál kezelés növelte meg szignifikánsan a *P. collicola* egyedszámát (27. ábra). A szomszédos élőhelyek hatása során kapott eredmények csak tájékoztató jellegűek, a megfelelő számú térbeli ismétlés hiánya miatt. Míg a *P. collicola* legnagyobb abundanciáját az erdei szegélyekben a fokozott kezelés okozta, a szántóföld mellett a kezelés hiánya, a száraz rétek mellett pedig a normál kezelés idézte elő (28. ábra).



26. ábra. A *P. collicola* abundanciájának változása a kezelés intenzitása és az évszakok függvényében (átlag \pm S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelölik (egyutas ANOVA).

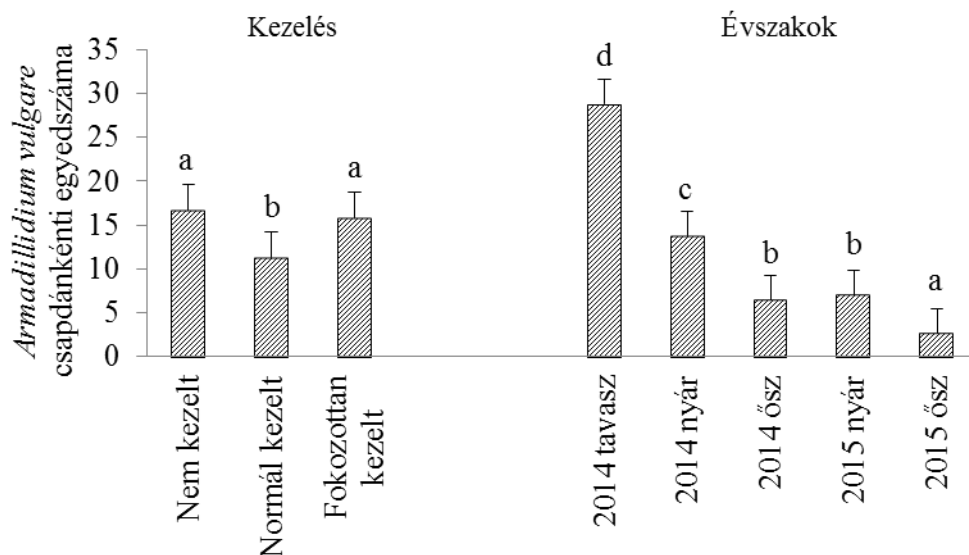


27. ábra. A *P. collicola* abundanciája a kezelés intenzitásának tekintetében figyelembe véve az évszakokat 2014-ben és 2015-ben (átlag \pm S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelölik (egyutas ANOVA).



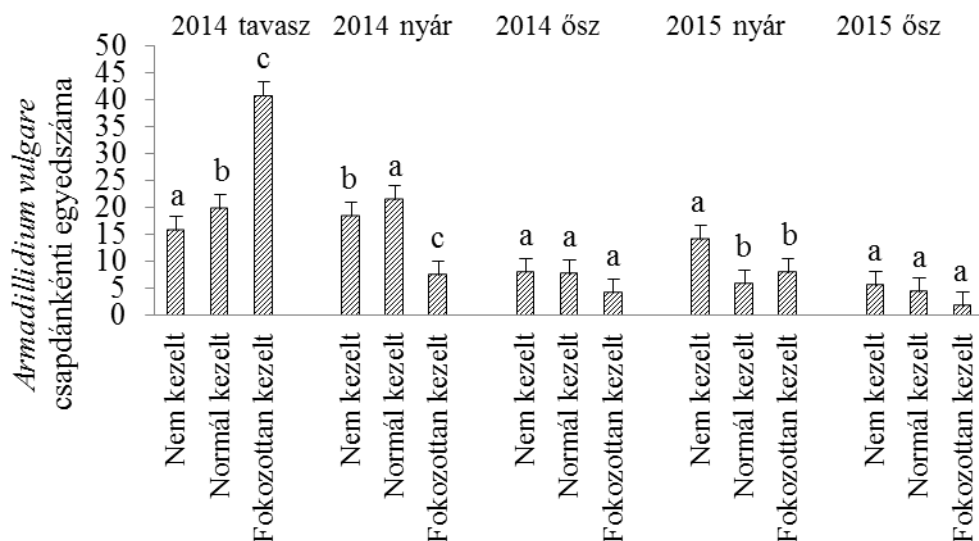
28. ábra. A *P. collicola* abundanciája a kezelés intenzitásának tekintetében nedves élőhely, szántóföld, erdő és száraz rét mellett (átlag \pm S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelölik (egyutas ANOVA).

A kaszálás intenzitásának változása és az évszakok változása is szignifikáns eltéréseket eredményezett az *A. vulgare* abundanciájában. A normál módú kezelés az *A. vulgare* szignifikánsan kisebb (nem kezelt-normál kezelt: $p=0,0002$; normál kezelt-fokozottan kezelt: $p=0,0002$) egyedszámát okozta. A 2014-es tavaszi mintavételezés a fajnak szignifikánsan a legnagyobb, míg a 2015-ös őszi gyűjtés szignifikánsan a legkisebb egyedszámát eredményezte (2014 tavasz-2014 nyár: $p=0,02$; 2014 tavasz-2014 ősz: $p=0,003$; 2014 tavasz-2015 nyár: $p=0,003$; 2014 tavasz-2015 ősz: $p=0,0002$; 2014 nyár-2014 ősz: $p=0,02$; 2014 nyár-2015 nyár: $p=0,02$; 2014 nyár-2015 ősz: $p=0,002$; 2014 ősz-2015 ősz $p=0,02$; 2015 nyár-2015 ősz: $p=0,02$) (29. ábra).

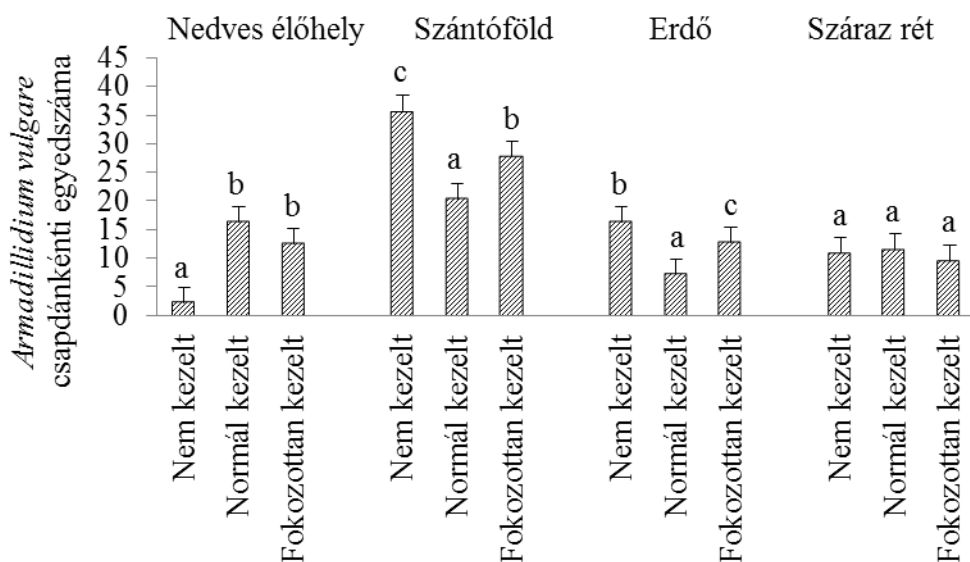


29. ábra. Az *A. vulgare* abundanciájának változása a kezelés intenzitása és az évszakok függvényében (átlag ± S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelölik (egyutas ANOVA).

Ősszel a kaszálás fokozódó intenzitása csökkentette, tavasszal pedig növelte az *A. vulgare* egyedszámát. A két mintavételi év nyári eredményei eltérő tendenciát mutattak (30. ábra). A szomszédos élőhelyek hatása során kapott eredmények csak tájékoztató jellegűek, a megfelelő számú térbeli ismétlés hiánya miatt. A szántóföld és az erdő mellett a kezelés hiánya, a nedves élőhely mellett a normál kezelés, eredményezte az *A. vulgare* legnagyobb abundanciáját (31. ábra).



30. ábra. Az *A. vulgare* abundanciája a kezelés intenzitásának tekintetében figyelembe véve az évszakokat 2014-ben és 2015-ben (átlag \pm S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelölik (egyutas ANOVA).



31. ábra. Az *A. vulgare* abundanciája a kezelés intenzitásának tekintetében nedves élőhely, szántóföld, erdő és száraz rét mellett (átlag \pm S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelölik (egyutas ANOVA).

5. ÉRTÉKELÉS ÉS JAVASLATOK

5.1. Az autópályákon tapasztalt eredmények értékelése

5.1.1. Az autópályák ászkarák együttese az vizsgált megállóhelyeken

A hároméves vizsgálataim eredményei a feltételezéseimnek megfelelően az mutatták, hogy az autópálya szegélyek ászkarák együtteseinek fő szerkezetét a tág toleranciájú generalista és kozmopolita fajok alkotják, melyet kiegészítenek specialista színező fajok. A szegélyekre („ecoton”) nagy fajgazdagság volt jellemző, ami nem minden esetben eredményezett nagy diverzitást. A sztrádákat kísérő gyepsávokon uralkodó szélsőséges körülmények a tág tűrésű, homogenizáló fajok számára megfelelőnek, a specialista fajok számára kedvezőtlennek bizonyultak. Figyelemreméltó azonban a generalista és specialista fajok 50-50 %-os megoszlása a hazai autópálya szegélyekben. Elgondolkodtató ezeknek a színező fajoknak a nagy száma, az egyébként a szegélyekre jellemző kicsi diverzitás, valamint a kozmopolita és természetvédelmi szempontból kevésbé értékes fajok nagy számának tekintetében. Ez az eredmény minden bizonnyal összefüggésbe hozható az ember környezet-átalakító tevékenységével és a mozaikos élőhelyek létrejöttével. Elmondható, hogy a hazai autópályák szegélyei sajátos ászkarák együttesekkel rendelkeznek, mivel egyaránt életteret biztosítanak őshonos, adventív és inváziós fajok számára. A sztrádák ászkarák fajainak abundancia viszonyai jelentősen eltértek egymástól. A három év során a gyakori tarkaászka (*P. collicola*), a dudoros ászka (*T. nodulosus*) és a közönséges márványos ászka (*T. rathkii*) permanensen nagy egyedszámmal és frekvenciával volt jelen. Mindemellett a szürke gömbászka (*A. vulgare*) a legnagyobb relatív abundanciájával és élőhelyi gyakoriságával felerősítette a fragmentáció és annak kísérő jelenségei, az izoláció és szegélyhatás biodiverzitás csökkentő szerepét. Ez a tekintélyes egyedszám a faj kiváló adaptációs képességének és kiszáradással szembeni toleranciájának köszönhető, mely képességek háttérében fejlett légzőszervrendszere és vastag kutikulája áll (Paoli és mtsai 2002). Az *A. vulgare* rendkívül tagolt belső szerkezetű és nagy átmérőjű fehérszervvel rendelkezik és légútjai a legbonyolultabbak az eddig vizsgált hazai *Armadillidium* fajok (*A. zenkeri*, *A.*

nasatum, *A. versicolor*, *A. vulgare*) közül (Csonka és mtsai 2012). A kutikula vastagságában is tükröződik a faj élőhely igénye és ökológiai toleranciája, hiszen a legvastagabb kutikula is az *A. vulgare* esetében volt megfigyelhető (Csonka és mtsai 2012). Kiemelkedő jelentőségű a mediterrán üvegházi gömbászka (*A. nasatum*) szabadtéri előfordulása és egyre növekvő populációja, valamint a változékony gömbászka (*A. versicolor*) megjelenése, amely alátámasztja az autópályákat szegélyező zöld folyosó és az ember szerepét a földrajzi barrierék leküzdésében és a fajok szétterjedésében. Az *A. nasatum* csekély szabadtéri előfordulása korábban csupán nagyvárosok üvegházaiból volt feljegyezve, de manapság egyre több dokumentált adata származik városok parkjaiból, magánudvaraiból és városon kívüli területekről (Gregory és mtsai 2009; Vilisics és Hornung 2010). Az *A. versicolor* faunisztikai helyzete kevésbé tisztázott hazánkban igen ritka előfordulása miatt, azonban Erdélyben meglehetősen sok detektált adata révén gyakori fajnak tekinthető. Valószínű, hogy az M3-as autópálya szegélye, mint zöld közlekedési folyosó szerepet játszott a faj felbukkanásában a nyíregyházi pihenőnél. Hazai autópályák viszonylatában az ízeltlábúakra irányuló első jelentős felmérés során Kozár (2009), Kiss és mtsai (2011, 2013a, b, 2016) valamint Fetykó (2014) több éves vizsgálataik eredményeként kimutatták, hogy a magyarországi autópályák mentén a vártnál több ízeltlábú faj jelent meg, többek között számos faunánkra új és védett faj is. A vizsgált autópályák elhelyezkedéséből adódóan lehetőségem nyílt megvizsgálni, hogy a sztrádák fekvése és ebből adódóan az ország klímaviszonyai mennyiben befolyásolják az ászkarák együttesek összetételét. Az autópálya szegélyekben az eredeti élőhelyektől eltérő antropogén és mikroklimatikus hatások érvényesülnek (Báldi 1999), továbbá a fény és nedvességviszonyok tekintetében az utak hatása is megnyilvánul (Daigle 2010). Az ország kevésbé szélsőséges makroklímájú nyugati és dél-nyugati területei, mint Turul, Moson, Rőszke és Törek, valamint a Budapest környéki mintavételi helyek, mint Budaörs kiemelkedtek nagy diverzitásukkal. Eredményeim feltételezéseimnek megfelelően, részben tükrözik az ország klímaviszonyait, mely szerint az északi országrészekben a legalacsonyabb hőmérsékletek mérhetők, míg a délnyugati területeken és Budapest közelében magasabb hőmérsékletek is jellemzőek (Bartholy és mtsai 2011). Az ászkarákok ökológiai paramétereinek változása tájegységek szerint nem mutatott

egységes tendenciát, annak ellenére, hogy az M3-as autópálya nagyrészt hideg-mérsékelt klímaövből található, ezáltal éghajlata és tengerszint feletti magassága is eltér a többi, meleg-mérsékelt klímaövi autópályától (Szelepcsényi és mtsai 2009) (1. ábra, 6/a. függelék). Ennek magyarázata az lehet, hogy a különböző igényű fajok eltérően reagáltak a klimatikus tényezőkre. Bozinovic és mtsai (2014) azt tapasztalták, hogy a hőmérséklet és a tengerszint feletti magasság a melegtoleráns fajokra kevésbé, míg a hidegtoleráns fajokra fokozottan hatott. Úgy hiszem, hogy a klimatikus változások biológiai diverzitásra gyakorolt hatásait illetően nem áll kellő információ a rendelkezésünkre, hisz a klíma mellett számos helyi hatás is befolyásolja az adott élőhelyek fajösszetételét (Espinosa és mtsai 2011). Kozár és mtsai (2013) megfigyelték, hogy a klímaváltozás hatására számos új kártevő rovarfaj jelent meg az elmúlt 25 évben mind Európa, mind Magyarország szántóföldjein, gyümölcsöseiben és a városi vegetációkban is. Kozár (2009) szerint a sztrádák, mint a hőmérők kapillárisai funkcionálnak, melyeken európai viszonylatban a rovarfajok terjedése kellően nyomon követhető.

5.1.2. Ászkarák együttesek éves változása az autópályákon

Az autópálya szegélyekben végzett mintavételi módszerek időbeli jelenségek kimutatására kevésbé alkalmasak, valamint az három időben távoli mintavétel az egyes populációk és együttesek szezonális dinamikájának pontos feltárására kevésbé alkalmas, ezért az éves és a szezonális vizsgálatok eredményeiből nehéz következtetéseket levonni és általános törvényszerűségeket megállapítani. Mivel az ászkarák együttesek szezonális változása nem eredményezett szignifikáns eltéréseket az ászkák ökológiai paramétereiben, kizárólag az éves adatsorok kiértékelésére tértem ki. Számos tanulmány szerint, a speciális igényű érzékeny fajok elvesztésének és a biodiverzitás csökkenésének egyik fő oka az élőhelyek, főként az erdei területek feldarabolódása (Andrews 1990; Forman és Alexander 1998; Seiler 2001; Forman és mtsai 2002; Daigle 2010). Az autópályákon tapasztalt évenkénti diverzitáscsökkenés kapcsolatba hozható, nem csak a csapdázás negatív hatásaival és az inváziós fajok térhódításával, hanem a klimatikus tényezők megváltozásával is. Számos tanulmány szerint

a magas hőmérséklet az ászkarákok halálózását nagyban befolyásolja (Sutton 1968; Al Dabbagh és Block 1981; Zimmer 2004). Ma és mtsai (1991) szerint az ászkarákok populációsűrűségének időbeni változatosságát elsősorban a klíma változása okozza. Az Országos Meteorológiai Szolgálat által kiadott országos évi középhőmérsékleteket és csapadékösszegeket ábrázoló térképek és diagramok jól szemléltetik az eltérő gyűjtési évek, évszakok és területek klimatikus különbségeit. Az országos évi csapadékösszeg folyamatos növekedése 2011-ben, 2012-ben és 2013-ban (6/b. függelék) összefüggésbe hozható az ászkarákok csapdánkénti egyedszámának évenkénti növekedésével. Hornung és Warburg (1993), valamint Hornung és mtsai (2015) megfigyelték, hogy a magas hőmérséklet serkenti az ászkák reprodukcióját és aktivitását. Az ászkarákok diverzitása és abundanciája a növekvő hőmérsékleten túl, a fokozott csapadékmennyiséggel is összefüggésbe hozható (5/b. függelék). Ez nem meglepő, hiszen a talaj nedvességtartalma és hőmérséklete meghatározó tényező az ászkák elterjedésében (Dias és mtsai 2013), valamint a talajban végzett vertikális és horizontális mozgásukban (Warburg és mtsai 1984, Khemaissia és mtsai 2017). Azonban a klíma mellett a mikro-élőhelyek száma (Lopes és mtsai 2005) és nedvességi állapota (Beyer 1964) is nagyban befolyásolja az ászkarákok diverzitását. Chelazzi és Farrara (1978) is azt tapasztalta, hogy a nedvességtartalom nagyban befolyásolja az ászkarákok elterjedését. Verhoeff (1931) szerint, míg egyes fajok a nedvesebb élőhelyeket preferálják, más fajok szárazabb élőhelyeket is előnyben részesíthetnek. Összességében elmondható, hogy az ászkarákok túlélésé egyaránt függ a levegő hőmérsékletétől és nedvességtartalmától (Warburg 1987; Hornung és mtsai 2015).

5.1.3. Az ászkarák együttesek változása az autópálya szegélyekkel szomszédos élőhelytípusok szerint

Annak ellenére, hogy az autópályák melletti gyepsávok esetében csak egy oldalon érvényesül szegélyhatás, vizsgálataim során a szomszédos területek hatása jelentős változásokat okozott az ászkarák együttesek összetételében. Eredményeimmel ellentétben Noordijk és mtsai (2008) nem találtak szignifikáns eltéréseket a szegélyek és a szomszédos területek

ízeltlábú együtteseik között a hasonló struktúrájú vegetáció következtében. A városi területek közelében észlelt nagy ászkarák fajgazdagság és diverzitás alátámasztja a feltevésünket, mely egybevág az M0-ás „urbán” gyorsforgalmi út szegélyeiben tapasztalt nagy diverzitással egy korábbi tanulmányomban (Vona-Túri és mtsai 2015). A városi szegélyek nagy diverzitása elsősorban a nagy fajszámmal és a kicsi egyedszámmal hozható összefüggésbe. Az urbán élőhelyeket a hőhatás mellett (Stewart 2011), a komplexitás, a mozaikosság és a kettőség is jellemezi, amely a sűrűn beépített városmag és a természetközeli élőhelyekkel határos kertvárosi zónák váltakozására utal (Vilisics és Hornung 2008). Eredményeimhez hasonlóan, Korsós és mtsai (2002) a városi élőhelyek nagy diverzitását tapasztalták, elsősorban az egzotikus fajok betelepülése miatt (Riedel és mtsai 2009). A városi élőhelyek nagy fajszámához inkább a generalista fajok nagy száma, mintsem a specialista fajok száma járult hozzá. Horváth és mtsai (2012), Magura és mtsai (2013), valamint Bogyó és mtsai (2015) is azt tapasztalták, hogy a sikeresen betelepülő fajok nem minden esetben eredményezik a fajszám növekedését, mivel más fajok ezzel egy időben kiszorulnak az adott élőhelyről. Horváth (2012) szerint a városi élőhelyek heterogén struktúrája elősegíti egyes fajok számára megfelelő mikro-élőhelyek kialakulását, valamint védelmet nyújt az élőlényeknek a szélsőséges időjárási körülményektől. Magura (2011) városi területek ízeltlábú együtteseinek vizsgálata során megfigyelte, hogy egyes ászkarák fajok kötődtek a városok magas talajfelszíni és talajhőmérsékletéhez, míg más fajokra a hőmérsékletnek nem volt jelentős befolyása. További urbán területeken folytatott vizsgálatokhoz (Hornung és mtsai 2007; Korsós és mtsai 2002) hasonlóan sikerült kimutatnom városi övezetben az üvegházi gömbászkát (*A. nasatum*), melynek szabadtéri előfordulása csupán az elmúlt pár évben figyelhető meg. Feltételezésem szerint, Budapest valamelyik botanikus kertjéből, esetleg parkjából cserjetelepítés közben földlabdával vagy megmozgatott talajjal kerülhettek a területre. A sztrádák mentén az emberi tevékenység a legnagyobb hatótényező a fajok szétterjedésére és megtelepedésére (Forman és Alexander 1998). Másrészt a faj szabadföldi megjelenésének háttere egyértelműen a klímaváltozással hozható kapcsolatba. Farkas és Vadkerti (2002) kimutatta, hogy a faj szabadföldi szétterjedése hidegebb éghajlaton lehetetlen a faj hőérzékenysége miatt. Ez is bizonyítja, hogy Magyarország ászkarák

faunájának feltártsága, valamint a fajok ökológiai igénye korántsem tisztázott.

5.1.4. Az ászkarák együttesek változása az úttesttől való távolság függvényében

Ahogy korábban említettem, az autópályák melletti gyepsávokra nem csak a szegélyhatás van befolyással. Az utak, mint sajátos emberi zavarás alatt álló területek esetében, az út hatásáról vagy barrier hatásról beszélhetünk. Jól ismert tény, hogy az utak negatív hatással vannak az élővilág sokszínűségére (Daigle (2010)). Adataim nem támasztják alá a feltételezésemet, miszerint az úthoz közeli távolságban lévő élőhelyeken várható a legkisebb diverzitás. Eredményeimhez hasonlóan Delgado és mtsai (2013a, b) több kutatásuk során is azt tapasztalták, hogy a talajlakó ízeltlábúak sűrűsége, gyakorisága és diverzitása az úttesttől 10-20 m-re volt a legnagyobb, melyet a megváltozott élőhelyi struktúrával magyaráztak. Az autópályák melletti gyepsávokban az úttesthez közeli élőhelyek nagy diverzitása elsősorban annak köszönhető, hogy a generalista fajok az átmeneti távolságban, a speciális igényű fajok a távoli élőhelyeken járultak hozzá a biodiverzitás csökkenéséhez kiemelkedő abundanciájukkal. A közeli élőhelyek alacsony egyedszámának oka az ott élő fajok kevésbé sikeres kompetíciós képességében keresendő. A kolonizáló fajokra a barrierhatás negatív volt, amely Da Rosa és Bager (2013) szerint az út jellemzői által kiváltott mechanizmusok miatt következett be, mint a zaj, a forgalom és az autók elkerülése. A visszaszoruló fajok ezzel ellentétben pozitívan reflektáltak az út közelségére, mely jelenség az út vonzásával hozható kapcsolatba. Magura és mtsai (2006) eredményeivel megegyezően úgy vélem, hogy a fajok eltérően reagálnak az út általi zavarásra, mint urbanizációs tényezőre anatómiai felépítésüktől, ezáltal ökológiai igényüktől függően. Az úttesttől 40 m-es távolságban a szántóföldek és a rétek esetében a legkisebb, míg az erdei, a városi és a gyümölcsös területeken a legnagyobb diverzitási értékeket kaptam. Eredményeim alapján megállapítható, hogy az út hatásai és az ellenkező oldali szegélyhatások esetenként felerősítik, máskor gyengítik egymást.

5.1.5. Az ászkarák együttesek változása a pályaszakaszok korának függvényében

Az autópályák létesítése során megváltoznak a terület talajtani és hidrológiai viszonyai. Annak érdekében, hogy a megváltozott élőhelyek stabilizálódjanak és a vegetáció valamelyest regenerálódjon, legalább 30-40 évnek kell eltelni. Feltételezésem, amely szerint a legöregebb autópálya szakaszok mentén várható a legnagyobb diverzitás, nem teljesült, azonban az ászkafajok egyedszámát tekintve csökkenő tendencia volt megfigyelhető az egyre fiatalabb autópályák irányába. Ezzel szemben az ászkák fajszerkezetének és diverzitás értékeinek növekedő majd csökkenő tendenciái váltják egymást az idősebb pályaszakaszoktól a fiatalabb autópályák irányába. Számos tanulmány szerint az utak kora befolyással van a fajok sokféleségére és abundanciájára, valamint az inváziós fajok egyre növekvő populációira (Gelbard és Belnap 2003; Christen és Matlack 2006; Jodoin és mtsai 2008; Meunier és Lavoie 2012). Eredményeim ezzel megegyezően a kolonizáló *A. vulgare* egyre növekvő relatív abundanciáját mutatták, tükrözve a faj invázióra való képességét. Fetykó (2014) az autópályák pajzstetű vizsgálatait során csupán kismértékű növekedést figyelt meg a pajzstetvek számában a fiatal mintavételi helyektől a régi szegélyek irányában. Ezzel szemben Lengyel és mtsai (2015) bizonyítékot szolgáltatottak a pettyes szárnyú muslica (*Drosophila suzukii*) növekvő populációjával kapcsolatban, mely összefüggésbe hozható az autópályák korával.

5.1.6. Az ászkarák fajok kategorizálásának lehetősége az autópályákon tapasztalt előfordulásuk alapján

Vizsgálataim során az autópályákat kísérő gyepsávokban megjelent ászkafajokat az éves dinamika függvényében a rájuk ható tényezők tükrében kategorizáltam. Feltételezéseimet alátámasztva a kolonizáló fajok (*A. vulgare* és *A. nasatum*) egyre növekvő populációit figyeltem meg. Mindkét faj az antropogén hatások indikátora (Vilisics és Hornung 2010; Panlasigui 2011), ezért jelenlétük az autópályák mentén nem meglepő. Kalisz és Powell (2004) megfigyelte, hogy az egzotikus ászkarák fajok jobban preferálták az út menti szegélyeket, mint a természet-közeli élőhelyeket. Ezeknek a mediterrán

elterjedésű fajoknak a térhódítása az éghajlatváltozással és a nemzetközi kereskedelmi áruforgalom egyre fokozódó ütemű fejlődésével hozható kapcsolatba és mivel a forró klímát részesítik előnybe, nem meglepő tehát, hogy aktivitási csúcsukat nyáron érték el. Thuiller és mtsai (2007) vizsgálatainak eredményei megegyeznek saját eredményeimmel, miszerint a folyamatosan növekvő hőmérséklet optimális feltételeket biztosít a déli eredetű fajok túléléséhez és szaporodásához. Paris (1963) azt tapasztalta, hogy az *A. vulgare* talajban folytatott laterális mozgását a nyár pozitívan, a tél negatívan befolyásolja. Kovács-Láng és mtsai (2008) szerint az elmúlt évszázad alatt a Föld hőmérséklete kb. 0,6 °C-ot emelkedett és előreláthatólag további 2-4 °C-os hőmérsékletemelkedés várható. A felmelegedés várhatóan fokozza a mérsékelt égövi fajok népességnövekedési ütemét, azonban a megemelkedett CO₂-szint nagymértékben csökkentheti az avar minőségét, amely negatív hatással lehet az ott élő organizmusok fertilitására (David és Gillon 2009). A kolonizáló fajok nagy abundanciája kiváló reprodukív stratégiájukkal (Quadros és mtsai 2009), jó alkalmazkodó képességükkel és a kiszáradás elleni védekező mechanizmussukkal magyarázható, mely háttérben a légzőszervek és a testfelület párolgásának megfelelő szabályozása áll (Kuenen 1959). Koczor és mtsai (2012), Kontschán és Kiss (2013), Kozár és mtsai (2004), valamint Knapp és mtsai (2013) eredményei is igazolják, hogy számos déli eredetű, inváziós és kártevő ízeltlábú faj országos léptékben történő elterjedésében szerepe lehet az autópályának, mint ökológiai folyosónak. Azonban, Williamson és Fitter (1996) „tízes szabálya”, jól szemlélteti, hogy nem minden faj képes az új területre való bekerülés után ott tartósan megtelepedni, elszaporodni és az ökoszisztéma tagjává válni. A megváltozott élőhelyre bekerült fajok mindössze 10 %-a képes a területeken tartósan megtelepedni, míg az alkalmilag megtelepedett fajok szintén 10 %-a bír szaporodóképes populációt létrehozni és a meghonosodott fajoknak is csupán 10 %-a válik inváziós fajjá. A visszaszoruló fajok (*P. collicola*, *T. nodulosus* és *T. rathkii*) évente egyre csökkenő populációja lehet a magyarázata Gurnell és mtsai (2004) tapasztalatainak, miszerint a kolonizáló fajok egyre növekvő abundanciája negatív hatást gyakorol a sajátos igényű őshonos fajok túlélésére, melynek egyik fő következménye a biodiverzitás csökkenése. Vizsgálataim alátámasztották a behurcolt fajok hipotézisét, mely feltételezi, hogy az

egzotikus (*A. nasatum*) és inváziós (*A. vulgare*) fajok nagy eséllyel kolonizálják a megváltozott élőhelyeket, miközben az őshonos fajok (*P. collicola*, *T. rathkii* és *T. nodulosus*) abundanciája és elterjedési területe egyre inkább lecsökken. Az inváziós fajok ökoszisztémában betöltött szerepe világszerte figyelemreméltó probléma, mert hatást gyakorolnak az ökoszisztéma szerkezetére, funkciójára és a biológiai sokféleségre. A megtelepülő fajok őshonos fajokat szoríthatnak ki és ezáltal komoly természetvédelmi, szociális vagy gazdasági károkat okozhatnak (Charles és Dukes 2007). Lowe és mtsai (2000) szerint az új invazív fajok ökoszisztémákba való megjelenése gyakran nem okoz azonnali hatást és sok esetben nehéz megbecsülni, hogy mely fajok létfontosságúak az ökoszisztéma működéséhez, és melyek nélkülözhetők. Az autópályák kis egyedszámú, stabil fajai minden évszakban és évben jelen voltak az autópálya szegélyekben, azonban relatív abundanciájuk nem haladta meg a 0,03%-ot és az élőhelyi gyakoriságuk 7-35% között maradt. Az autópálya szórványfajai valószínűleg véletlenül kerültek be az autópályákat kísérő zöld szegélybe, azonban az életben maradásuk egyáltalán nem biztos.

5.2. A főutakon tapasztalt eredmények értékelése

5.2.1. Az ászkarák együttesek jellemzése a főutak szegélyeiben

A főutak mentén végzett 2 éves kutatásom során mindössze 4 gyakori elterjedésű ászkarák fajt mutattam ki a 4 vizsgált mintavételi területről. A főutakon is megmutatkozott a szegélyekre jellemző tag tűrésű, homogenizáló fajok nagy aránya. Az autópályák szegélyeiben tapasztalt nagy fajgazdagsághoz képest a főutak mentén homogén és szegényes ászkarák faunát találtam. Ennek fő oka elsősorban abban keresendő, hogy az autópálya hálózatok struktúrájukban és forgalmuk intenzitásában eltérnek az alsóbb szintű utaktól, másodsorban a mintavételi helyek számában is nagy különbségek figyelhetők meg. Az autópályákhoz hasonlóan számítottam tájidegen, egzotikus fajok megjelenésére, ami nem teljesült. Az autópályák és főutak közötti párhuzam kizárólag a generalista fajok térhódításában és az invazív *A. vulgare* dominanciájában nyilvánult meg. Az utakat kísérő gyepsávokat nagyban befolyásolja a szegélyhatás, amely az autópályákon

tapasztalt eredményeim szerint elsősorban az együttesek összetételében és abundanciájában mutatkozik meg. A főutak mentén az egyoldali szegélyhatás nem volt szignifikáns befolyással az ászkarák együttesekre. Azonban az jól megfigyelhető, hogy a szomszédos területek nedvességtartalma és természetességi állapota jelentősen befolyásolta az ászkarákok diverzitását. A legnagyobb diverzitás értékeket az erdő melletti szegélyben kaptam. Számos tanulmány számol be az ászkarákok eltérő élőhely-preferenciájáról, melyek szerint egyes fajok meglehetősen jól tűrik a meleg, száraz körülményeket, míg más fajok erősen kötődnek a nedves, párás élőhelyekhez (Verhoeff 1931). Amíg az *A. vulgare*, mint az antropogén hatások indikátora (Panlasigui 2011) a szántóföld közelében, a két útszakasz által körbezárt szegélyben érte el legnagyobb abundanciáját, addig a *P. collicola* az erdei élőhelyeken volt domináns. Ez is azt mutatja, hogy a fajok különböző anatómiai felépítése és ökológiai igénye határozza meg elterjedési területüket és túlélési esélyeiket.

5.2.2. A kaszálás, a szomszédos élőhelyek és az évszakok hatása a *Porcellium collicola* és az *Armadillidium vulgare* abundanciájára

Az élőhelyfenntartó kezelések jelentősége és hatása a szegélyek vegetációjának fajgazdagságára (Sycora és mtsai 2002), az ízeltlábúak összetételére és biodiverzitására (Doležal és mtsai 2011) jól ismert. A mérsékelt gyepterkezelési eljárások köztes zavarásnak minősülnek (Connell 1978), mégis jelentős változásokat okoznak a vegetáció szerkezetében és összetételében. A kaszálás, mint élőhely kezelés egyes ízeltlábú taxonokra, mint a pókok és a futóbogarak pozitív (Grandchamp és mtsai 2005; Noordijk és mtsai 2010, Szmátóna-Túri és mtsai 2017), míg más taxonokra, mint a viráglátogató rovarok lárvái és bábjai negatív hatással van (Johst és mtsai 2006). A főutak mentén végzett 2 éves kutatásom eredményei megegyeznek Pech és mtsai (2015) által végzett kutatások eredményeivel, amelyek nem támasztják alá azoknak a tanulmányoknak az eredményeit (Noordijk és mtsai 2008, 2009, 2010; Szmátóna-Túri és Vona-Túri 2016), melyek a kaszálás ízeltlábúakra irányuló pozitív hatásáról számoltak be. Korábbi, természetközeli élőhelyeken folytatott vizsgálataink (Vona-Túri és Szmátóna-Túri 2017) során azt találtuk, hogy a kaszálás rövidtávon pozitív, míg hosszú

távon negatív hatással van az ászkarákok diverzitására. Számos talajlakó ízeltlábú számára az alacsony növényzet előnyösebb életteret biztosít, mint a magas fűvű vegetáció (Brown és mtsai 1992), azonban az ászkarákok kivétel tárgyát képezhetik. A kaszálás következtében létrejövő változások a környezeti tényezők megváltozását vonják magukkal, amely nagyban befolyásolja a tápanyag felhasználást, a reprodukciós mintázatot (Warburg és mtsai 1984) és az ászkarákok esetében az O₂ felvételét (Edney 1968). Edney (1968) vizsgálatai során megfigyelte, hogy az ászkarákok a száraz levegőn nem a kiszáradás miatt pusztulnak el, hanem az O₂ hiánya miatt. Eredményeim azt mutatták, hogy a két ászkarák faj eltérő módon reagált a karbantartási kezelés intenzitására, függetlenül generalista mivoltuktól. Tanulmányok igazolják a karbantartó kaszálás pozitív hatását az ászkarákokra a virágos növények megnövekedett diverzitása miatt (Achouri és mtsai 2008). Másrészről Bliss és Mantel (1968), valamint Hornung és Warburg (1993, 1995) szerint a nyílt élőhelyeken a megnövekedett hőmérséklet és napsugárzás az ászkarákok diverzitáscsökkenését okozza. Számos esetben az ászkarákok kis diverzitása és abundanciája a kaszált réteken a talaj csökkenő nitrogén mineralizációjával magyarázható (Sørensen és mtsai 2008). Paoletti és Hassal (1999) szerint a csökkenő diverzitásért és abundanciáért a gyepterkezelési eljárások közvetlen és közvetett hatásainak kombinációja is felelős. Sankaran és Augustine (2004) a kaszálás hatására a talajlakó ízeltlábúak egyre csökkenő abundanciájáról számol be, míg Thomas és Marshall (1999) vizsgálatai azt mutatták, hogy a növényzet eltávolítása növeli az ízeltlábúak egyedszámát, főként a mezőgazdasági területek szegélyeiben. Megvizsgálva a szomszédos élőhelyek hatását, eltéréseket figyeltem meg a különböző vegetációjú szegélyek esetében. Bár a szomszédos élőhelyek hatása kapcsán nem vonhatunk le valós következtetéseket a megfelelő térbeli ismétlések hiánya miatt, a kapott eredmények azonban a következőkre utalhatnak. A *P. collicola* az erdei területek melletti, fokozottan kaszált szegélyekben érte el a legnagyobb egyedszámot, mely eredmény arra mutat rá, hogy a faj elterjedési területét kibővítette a többször kaszált szekció. A nagyszámú kaszálás után a területen hagyott széna az erdei élőhelyekhez hasonlóan meleg és nedves körülményeket biztosított az ászkarákok számára. A szántóföld esetében ezzel ellentétben azt tapasztaltam, hogy a nem kezelt szekciókban érte el a

faj a legnagyobb abundanciát. Véleményem szerint az érintetlen, magas fűű szegélyek menedékhelyet biztosítottak az ászkarákoknak az ember általi zavarással és a szélsőséges időjárási körülményekkel szemben. Következésképpen, azt kell levonnunk ebből a tanulmányból, hogy a szegélyek fontos elemei a biodiverzitás fenntartásának, mivel néhány esetben, mint refúgiumok funkcionálnak, míg más esetekben kiterjesztik az izolált foltok területét. A gyepek kezelésének megfelelő koordinálása és az optimális célcsoport kiválasztása elengedhetetlen a kívánt hatás érdekében, hiszen a fokozott kezelés kockázatos lehet egyes ízeltlábú taxonok számára (Saarinen és mtsai 2005). A mintavételi évek és évszakok során a karbantartó kezelés eltérő hatásokat gyakorolt az ízeltlábúakra. Eredményeim összefüggésbe hozhatók az évente és évszakosan változó száraz és meleg körülményekkel.

5.3. Konklúzió

Kutatásaim során meglehetősen változatos ászkarák együtteseket figyeltem meg az autópályák menti szegély-élőhelyeken, melyek életteret biztosítottak őshonos, adventív és invazív fajoknak egyaránt. Annak ellenére, hogy a szegélyek meglehetősen homogén vegetációstruktúrával rendelkeznek, megfelelő körülményeket biztosítottak specialista ászkafajok számára is. Az autópályákat kísérő gyepsávok nagy fajgazdagságának oka elsősorban a szegélyhatásban, ezáltal a mozaikos élőhelyek változatosságában, a folyosóhatásban, illetve az ember környezet-átalakító tevékenységében keresendő. Fetykó (2014) az M7-es autópályán tapasztalt nagy fajdiverzitást a természetes élőhelyek nagy számával és az M7-es sztráda idős korával magyarázta. Vizsgálataim arra engednek következtetni, hogy a szegélyhatás, a barrier hatás és a kor hatása mellett az autópályák fekvése és az abból adódó hőmérsékleti viszonyok is meghatározó tényezők lehetnek az ászkarákok diverzitásváltozásában és eloszlásában az autópályák mentén. Ugyanakkor ezek a tényezők az összes fajra nézve sok esetben nem mutattak egységes és valós változásokat, mert a fajok különbözőképpen reagáltak az egyes hatótényezők megváltozására. Az autópálya szegélyek úgy funkcionálnak, mint zöld ökológiai folyosók, melyek főként a generalista fajok szétterjedését segítették elő. Az élőhelyek megváltozása és eltűnése

mellett a kolonizáló fajok nagy száma, mint limitáló tényező volt befolyással a specialista fajok számára. A homogenizáló fajok meghatározó tagjai voltak a szegélyek ászkarák együtteseinek és nagyban befolyásolták az ökoszisztéma funkciókat. Továbbra is számítanunk kell a kolonizáló fajok jelenlétére és hozzájárulásukra olyan folyamatokban, melyek a diverzitás változását okozhatják az utak mentén. Annak érdekében, hogy visszaszorítsuk ezeknek a fajoknak a térhódítását, érdemes megfontolni a rendszeres karbantartó kaszálás lehetőségét. A karbantartó kezelések megváltoztatják a talaj nedvességtartalmát, a terület vegetációstruktúráját és fényviszonyait, melyek befolyással vannak az ászkarák együttesek összetételére és diverzitására. Munkám során kimutattam, hogy a kaszálás egyre növekvő intenzitása negatív hatással van egyes ászkarákok abundanciájára. Mindazonáltal figyelembe kell vennünk, hogy a karbantartó kaszálás különböző hatással lehet az utak ászkarák együtteseire a környező táj és a szegélyek biotikus és abiotikus tényezőitől függően. A biodiverzitás megőrzésének szempontjából nagy jelentősége van az út menti szegélyek fenntartásának, hiszen, mint a jelen munka is alátámasztja, nem csak kibővítik a fragmentumok méretét, hanem refúgiumokként is funkcionálnak.

5.4. Új tudományos eredmények és természetvédelmi vonatkozásuk, javaslattételek

1. Az öt autópálya nyomvonala Magyarország jelentős részét érinti, ezáltal elsőként nyílt lehetőségem országos szinten feltérképezni az autópálya szegélyek ászkarák faunáját, valamint nyomon követni az inváziós fajok térhódítását, az újonnan betelepült fajok adaptálódását és az őshonos fajok szétterjedését.

2. Mind az autópályák, mind a főutak szegélyeiben a szürke gömbászka (*A. vulgare*) bizonyult abszolút dominánsnak. Inváziós mivolta az autópályákon be is bizonyosodott, amely a biodiverzitás csökkenéséhez nagyban hozzájárult. Eddigi kutatásaim eredményeiből ítélve a faj további térhódítása várható, melynek visszaszorítása elősegítheti a fajgazdagság növekedését az utakat kísérő szegélyekben.

3. Az üvegházi gömbászka (*A. nasatum*) szabadföldi előfordulását és egyre növekvő populációit sikerült kimutatnom az autópályák melletti

gyepsávokban, amely bizonyítja az eddig alig ismert déli eredetű fajok sikeres alkalmazkodását hazánkban, valamint az ember és az áruforgalom szerepének fontosságát a fajok szétterjedésben. Számolnunk kell további egzotikus fajok megjelenésével, melyek terjedésében nagy szerephez juthatnak az autópályák szegélyei, mint ökológiai folyosók.

4. Az autópályákat kísérő gyepsávok tömegesen előforduló ászkafajait egy új kategorizálási rendszerbe helyeztem az utakon uralkodó hatótényezőkre adott válaszaik alapján. A kolonizáló és visszaszoruló fajok tanulmányozása lehetőséget ad arra, hogy ne csak az élőhelyek természetességi-zavartsági állapotát, hanem ezen túlmenő tulajdonságaik hatását is megvizsgálhassuk.

5. Eredményeim nem támasztották alá az utak negatív hatását az élővilágra és annak sokszínűségére, mivel az eltérő ökológiai igényű fajok különbözőképpen reagáltak az út jelenlétére. Míg a kolonizáló fajok esetében az út elkerülés mechanizmusa, addig a visszaszoruló fajok tekintetében az út vonzása teljesült.

6. Az utak mentén elsőként vizsgáltam a kaszálás, mint karbantartó kezelés intenzitásának hatását az ászkafajok abundanciájára. A kezelések intenzitása és egyes ászkarákok abundanciája között negatív összefüggés volt megfigyelhető. Célszerű megfontolni a kaszálás intenzitásának és célcsoportjának a kiválasztását, annak érdekében, hogy a szegélyekben a legnagyobb fajgazdagságot érjük el.

7. Eredményeim azt mutatják, hogy az utak mentén uralkodó körülmények vizsgálata önmagában nem elegendő, mert bizonyos hatások kioltották, míg mások felerősítették egymást. Annak érdekében, hogy helyes következtetéseket vonjunk le, a fajokat külön-külön igényeik szerint, több hatás összefüggésében kell tanulmányoznunk.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Napjainkban a gyorsforgalmi utak kiterjedése és szerepe az emberi igények kielégítésében egyre nagyobb jelentőségű. Az utak létesítése, fenntartása, karbantartó kezelése és a gépkocsiforgalom számos negatív hatást gyakorol a környező területek élővilágára. A biodiverzitás csökkenésének egyik fő oka az élőhelyek feldarabolódása, valamint az útszegélyekben meghonosodó inváziós fajok térhódítása. Mindazonáltal a szegélyek számos esetben hozzájárulnak a helyi élővilág sokszínűségéhez.

Öt autópálya és négy főútvonal szegélyeiben helyeztem ki dupla edényes Barber-féle talajcsapdákat az ászkarákok begyűjtésére. Vizsgálataim során a szegélyekben élő ászkarák együttesek összetételét, valamint az utakon uralkodó tényezők ászkarákokra gyakorolt hatásait tanulmányoztam.

Az autópályákon figyelemreméltóan nagy fajszámot (18 szárazföldi ászkarák) és abundanciát (több mint 50000 egyed) tapasztaltam. A nyomvonalat kísérő gypsávokat a generalista fajok nagy száma (50%) jellemezte, de gyakori és ritka specialista fajok (50%) számára is élőhelyet biztosítottak. Az ászka együttesek 75%-át őshonos fajok alkották, mellettük kozmopolita, valamint adventív fajok is megjelentek. A legnagyobb relatív abundanciával és frekvenciával a szürke gömbászka (*A. vulgare*) volt jellemezhető, továbbá a gyakori tarkaászka (*P. collicola*), a dudoros ászka (*T. nodulosus*) és a közönséges márványos ászka (*T. rathkii*) megjelenése is tömeges volt a sztrádák mentén. A mediterrán eredetű üvegházi gömbászka (*A. nasatum*) populációit két mintavételi helyen is megtaláltam.

A három vizsgálati év során az ászkarákok egyre növekvő egyedszámát és ezzel arányosan egyre csökkenő diverzitását figyeltem meg, melyet minden bizonnyal klimatikus tényezők is befolyásoltak. A különböző ökológiai igényű fajok eltérően reagáltak az utakon uralkodó körülményekre, és míg egyes fajok (kolonizálók) egyre nagyobb populációkat hoztak létre, más fajok (visszaszorulók) abundanciája folyamatos csökkenést mutatott.

Az autópálya menti élőhelyek ászkarák együtteseit szignifikánsan befolyásolta a szegélyhatás, mely tükröződik a városi területek nagy, illetve az erdei szegélyek kicsi diverzitásában. Fajszámok tekintetében azonban ezek a zavart élőhelyek fölényben voltak a természet-közeli szegélyekkel szemben. A speciális igényű fajok a városi körülményeket preferálták,

ellenben a generalista fajokkal, melyek a szántóföldek szomszédságában domináltak, toleranciájuknak köszönhetően.

A szegély-élőhelyeket a szegélyhatás mellett a barrier hatás is befolyásolta. Az ászkafajok diverzitása az úthoz legközelebbi élőhelyeken volt a legnagyobb, a legkisebb értéket pedig az átmeneti távolságban érte el, ahol emellett a legnagyobb abundancia volt megfigyelhető. Míg az átmeneti távolságban a rétek és szántóföldek szegélyeiben a legkisebb, addig a város, a gyümölcsös és erdő szegélyeiben a legnagyobb diverzitási értéket tapasztaltam. A kolonizáló fajok tekintetében az út elkerülése, a visszaszoruló fajok esetében pedig az út vonzása érvényesült.

Az idősebb pályaszakaszoktól az egyre fiatalabb autópályák irányába haladva a fajszám, az egyedszám és a diverzitás értékei növekedő majd csökkenő tendenciái váltják egymást. Az ászkarákok ökológiai paraméterei nagyobb értékekkel bírtak az azonos korú zavart élőhelyeken a természetközeli területekkel szemben. Amíg a legidősebb szegélyeket kizárólag generalista fajok uralták, addig a később épült sztrádákön a generalista fajokból álló együtteseket a természetes élőhelyek gyakori erdei fajai egészítették ki. A ritka fajok csak a legújabb építésű pályák gypsávjáiban jelentek meg.

A vizsgált főút szakaszok homogén és szegényes ászkarák faunával jellemezhetők (4 faj, 4236 egyed). Az autópályák és főutak közötti párhuzam kizárólag a generalista fajok térhódításában és az *A. vulgare* dominanciájában nyilvánul meg.

A visszaszoruló *P. collicola* esetében a növekvő zavarás egyre kisebb abundanciát eredményezett, kivéve az erdő szegélyeket, ahol a fokozott kezelés eredményezte a legnagyobb értékeket. A szezonális dinamika szintén befolyásolta a kezelés hatását, hiszen tavasszal és nyáron a kezelés hiánya a legnagyobb, ősszel a legkisebb egyedszámát idézte elő a *P. collicolánál*.

A kolonizáló *A. vulgare* esetében a normál kaszálás hatott negatívan, melyre egyaránt hatást gyakorolt a szomszédos élőhelyek típusa és az évszakok váltakozása. A faj legnagyobb abundanciáját az erdőszegélyekben a kezelés hiánya okozta, míg a mezőgazdasági területek szegélyében a fokozott kezelés idézte elő. Ősszel a kaszálás fokozódó intenzitása csökkentette, tavasszal pedig növelte az *A. vulgare* egyedszámát. A két mintavételi év nyári eredményei eltérő tendenciát mutattak.

Tanulmányom eredményeként elmondhatom, hogy az útszegélyek sok esetben gazdag ászkarák faunával rendelkeznek, és fontos szerepet kapnak a biodiverzitás fenntartásában. Nem szabad figyelmen kívül hagynunk, hogy a szegély-élőhelyekre számos tényező van hatással, melyekre a különböző élőlénycsoportok és a különböző igényű fajok eltérően reagálnak. A biodiverzitás fenntartásának érdekében elengedhetetlen a megfelelő élőlénycsoportok és az alkalmazott módszerek helyes megválasztása.

SUMMARY

Nowadays, the length of the Hungarian highway network has been continuously increasing to satisfy human needs. Roads and traffic exert considerably negative effects on communities, wildlife populations and ecosystems of surrounding habitats. Transportation infrastructure is the major cause of habitat fragmentation, spreading of adventive species and decreasing of biodiversity. Thus, these green areas could support high biodiversity with species composition similar to semi-natural and natural habitats.

Double-cup pitfall traps were set on verges of 5 highways and 4 main roads. I investigated the variability of the ecological characteristics of isopod assemblages such as species richness, diversity, evenness and species composition, and contribution of species differentiation (beta diversity) among habitat types. I focused on the effects of road factors on isopod diversity in highway verges.

Along Hungarian highways, I observed high isopod species richness and abundance in verges. I found high number of generalist species (50%), while species with special demand and rare species also appeared (50%). Isopod assemblages of highways consisted of native (74%), adventive and invasive species. *A. vulgare* was the most abundant ($Ar=89\%$) and frequent ($F=94\%$) species. A high number of *T. nodulosus*, *P. collicola* and *T. rathkii* were also found along highways. I found growing population of the mediterranean *A. nasatum*.

During the three studied years, isopod assemblages of verges were characterized by permanent species richness, growing abundance and decreasing diversity, which were affected by microclimatic conditions of

highways. Conditions of roads had different effects on species. Colonizer species were characterized by increasing population, but the relative abundance and frequency of displaced species decreased with years.

Edge had a significant influence on isopod assemblages of highways. The highest species richness and isopod diversity were found next to urban habitats, and the highest abundance was found next to arable fields. Verges next to disturbed adjacent areas had higher species richness than semi-natural habitats. Displaced species preferred urban habitats, while colonizer species were dominant next to arable fields.

Medium distance (40 m) from roads had a positive effect on abundance, while isopod diversity was the highest 20 m from the highway. Based on adjacent areas, species diversity of different types of verges varied strongly in relation to road edge proximity. Diversity was the lowest 40 m from the road in case of verges located near grassland and arable field, but in verges next to forests, orchards and urban areas, diversity was the highest 40 m from the road. In case of colonizer species road avoidance is realized, while in case of displaced species road attraction prevailed.

From the older highways to newer highways, the increasing and decreasing tendencies of species number, number of individuals and diversity were alternated. The ecological parameters of isopods were higher in even-aged disturbed habitats than in semi-natural habitats. In the oldest verges, only generalist species were found, as long as the isopod assemblages of later built highways were expanded by frequent species of natural habitats. Rare species were observed only along the newest highways.

Main roads were characterized by homogeneity and low species richness. Only the dominance of generalist species and the high abundance of *A. vulgare* represented the parallelism between highways and main roads.

The abundance of *P. collicola* decreased as maintenance intensity increased. Enhanced maintenance reduced the number of *P. collicola* in all verge types except for forested verge types, where normal maintenance lead to the lowest abundance of *P. collicola*. The highest number of *P. collicola* occurred in verges without maintenance in all seasons except for autumn, when the lack of maintenance lead to the lowest abundance of this species. Normal maintenance decreased the number of *A. vulgare*. The highest abundance of *A. vulgare* was recorded in forested verges without

maintenance, and in agricultural verges with enhanced maintenance. Enhanced maintenance decreased the number of *A. vulgare* in autumn, but increased in spring. The summer results of the two sampling years showed different tendencies.

Consequently, roadside verges have rich isopod fauna and they may be important habitats for biodiversity conservation. We should consider that several factors have effects on verges and these factors have different effects both between and within different taxa. Thus, the appropriate selection of animal groups and methods may contribute to an increase of biodiversity along roads in Hungary.

7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Elsősorban családomnak, különösképpen két kicsi lányomnak szeretném megköszönni a támogatásukat, végtelen megértésüket és türelmüket.

Köszönettel tartozom ikertestvéremnek Szmatona-Túri Tündének a sok közös munkáért, a közös tapasztalatokért, a támogatásért és a belém vetett hitéért.

Köszönöm témavezetőmnek, Dr. Horváth Rolandnak az évek során tanúsított segítségét és az építő kritikáit.

Köszönet illeti Dr. Kiss Balázst, aki bevezetett a tudomány világába és nem csak szakmailag, hanem emberileg is támogatott tanácsaival és észrevételeivel.

Köszönöm Dr. Weiperth Andrásnak a hasznos tanácsokat és a segítséget, valamint a felmerült problémák esetén nyújtott segédkezet.

Köszönettel tartozom néhai Dr. Puky Miklósnak, aki bevezetett az ötökológia világába.

Köszönet jár Kádár Ferencnek és Gál Blankának a talajcsapdás gyűjtésekben végzett munkájukért és az anyagok válogatásáért, továbbá néhai Dr. Illyés Eszternek és Dr. Molnár Csabának a cönológiai felmérésért.

Szeretném megköszönni Dr. Andrew J. Hammernek az angol nyelvű kiadványok revíziója során nyújtott segítségét.

A dolgozat az OTKA K83829 és a CEDR-Harmony projektek támogatásával készült az MTA Agrártudományi Kutatóközpont Növényvédelmi Intézet, valamint az Ökológiai Kutatóközpont Duna-kutató Intézet koordinálásával.

8. IRODALOMJEGYZÉK

- Abd El-Wakeil, K. F. (2009): Trophic structure of macro- and meso-invertebrates in Japanese coniferous forest: carbon and nitrogen stable isotopes analyses. *Biochem. Syst. Ecol.* 37: 317–324.
- Abd El-Wakeil, K. F. (2010): Species-specific variations of stable isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) for terrestrial isopods. *Proc. 6th Int. Con. Biol. Sci. (Zool)*, Tanta University, Egypt, pp. 393–399.
- Abd El-Wakeil, K. F. (2015): Effects of terrestrial isopods (Crustacea: Oniscidea) on leaf litter decomposition processes. *J. Basic Appl. Biol.* 69: 10–16.
- Achouri, M. S., Hamaied S., Charfi-Cheikhrouha, F. (2008): Terrestrial isopods diversity in the Berkoukech area (Kroumirie, Tunisia). *Crustaceana* 8: 917–929.
- Alaruikka, D., Kotze, D. J., Matveinen, K., Niemelä, J. (2002): Carabid beetle assemblages along a forested urban-rural gradient in southern Finland. *J. Insect Conserv.* 6: 195–206.
- Al Dabbagh, K. Y., Block, W. (1981): Population ecology of a terrestrial isopod in two Breckland grass heaths. *J. Anim. Ecol.* 50: 61–77.
- Andrews, A. (1990): Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A Review. *Aust. Zool.* 26: 130–141.
- Árgyelán, T. (2013): A dél-balatoni közlekedési folyosó egy szakaszának hatása a tájra. In: Koncz, I. Nagy, E. (szerk.): *Tudományos próbapálya PEME VI. Ph.D. – konferencia*, Professzorok az Európai Magyarországiért Egyesület, Budapest, pp. 565.
- Báldi, A. (1998): Az ökológiai hálózatok elmélete: iránymutató a védett területek és ökológiai folyosók tervezéséhez. *Állattani Közl.* 83: 29–40.
- Báldi, A. (1999): Microclimate and vegetation edge effects in a reedbed in Hungary. *Biodivers. Conserv.* 8: 1697–1706.
- Bartholy, J., Bihari, Z., Horányi, A., Krüzselyi, I., Lakatos, M., Pieczka, I., Pongrácz, R., Szabó, P., Szépszó, G., Torma, Cs. (2011): Hazai éghajlati tendenciák. In: Bartholy, J., Bozó, L., Haszpra, L. (szerk.): *Klímaváltozás – 2011, Klímaszcenáriók a Kárpát-medence térségére.*

- A Magyar Tudományos Akadémia és az Eötvös Loránd Tudományegyetem Meteorológiai Tanszéke, pp. 263.
- Berg, M. P., Wijnhoven, H. (1998): Landpissebedden. Een tabel voor de landpissebedden (Crustacea; Oniscidae) van Nederland en België. *Wetenschappelijke Mededelingen KNNV*, 221: 1–80.
- Beyer, R. (1964): Faunistisch-Ökologische Untersuchungen an Landisopoden in Mitteldeutschland. *Zool. Jb. (Syst.)* 91: 341–402.
- Bliss, D. E., Mantel, L. H. (1968): Adaptations of crustaceans to land: a summary and analysis of new findings. *Am. Zool.* 8: 673–685.
- Bogyó, D., Magura, T., Simon, E., Tóthmérész, B. (2015): Millipede (Diplopoda) assemblages alter drastically by urbanisation. *Landsc. Urban Plan.* 133: 118–126.
- Bozinovic, F., Orellana, M. J. M., Martel, S. I., Bogdanovich, J. M. (2014): Testing the heat-invariant and cold-variability tolerance hypotheses across geographic gradients. *Comp. Biochem. Physiol. A. Mol. Integr. Physiol.* 178: 46–50.
- Brisson, J., de Blois, S., Lavoie, C. (2010): Roadside as invasion pathway for common reed (*Phragmites australis*). *Inv. Plant. Sci. Manag.* 3: 506–514.
- Brown, V. K., Gibson, W. D., Kathirithamby, J. (1992): Community organisation in leaf hoppers. *Oikos* 65: 97–106.
- Charles, H., Dukes, J. S. (2007): Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. In: Nentwig, W. (szerk.): *Biological invasions (Ecological Studies Vol. 193)* Springer-Verlag, Berlin, pp. 217–237.
- Chelazzi, G., Ferrara, F. (1978): Researches on the coast of Somalia the shore and the dune of Sar Uanle. 19. Zonation and activity of terrestrial isopods (Oniscoidea). *Monit. Zoo. I. Ital.* 8: 189–219.
- Christen, D., Matlack, G. (2006): The role of roadsides in plant invasions: a demographic approach. *Conserv. Biol.* 20: 385–391.
- Cohen, B. (2006): Urbanization in developing countries: Current trends, future projections, and key challenges for sustainability. *Technol. Soc.* 28: 63–80.
- Connell, J. H. (1978): Diversity of tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199: 1304–1310.

- Csonka, D., Halasy, K., Mrak, P., Štrus J., Hornung, E. (2012): Armadillidium-fajok (Isopoda: Oniscidea) élőhelyi adaptációjának morfológiai háttere. *Termvéd. Közl.* 18: 115–126.
- Daigle, P. (2010): A summary of the environmental impacts of roads, management responses, and research gaps: A literature review. *BC J. Ecosyst. Manag.* 10: 65–89.
- Da Rosa, C. A., Bager, A. (2013): Review of the factors underlying the mechanisms and effects of roads on vertebrates. *Oecol. Aust.* 17: 6–19.
- David, J. F., Gillon, D. (2009): Combined effects of elevated temperatures and reduced leaf litter quality on the life-history parameters of a saprophagous macroarthropod. *Glob. Change Biol.* 15: 156–165.
- David, J. F., Handa, I. T. (2010): The ecology of saprophagous macroarthropods (millipedes, woodlice) in the context of global change. *Biol. Rev.* 85: 881–895.
- Delgado, J. D., Arroyo, N. L., Arévalo, J. R., Fernández-Palacios, J. M. (2013a): The responses of leaf litter invertebrates to environmental gradients along road edges in subtropical island forests. *Pedobiology* 56: 137–146.
- Delgado, J. D., Arroyo, N. L., Arévalo, J. R., Fernández-Palacios, J. M. (2013b): Road edge effects on litter invertebrate communities of subtropical forests. *J. Nat. Hist.* 47: 203–236.
- Dias, A. T. C., Krab, E. J., Mariën, J., Zimmer, M., Cornelissen, J. H. C., Ellers, J., Wardle, D. A., Berg, M. P. (2013): Traits underpinning desiccation resistance explain distribution patterns of terrestrial isopods. *Oecologia* 172: 667–677.
- Doležal, J., Mašková, Z., Lepš, J., Steinbachová, D., de Bello, F., Klimešová, J., Tackenberg, O., Zemek F., Květ, J. (2011): Positive long-term effect of mulching on species and functional trait diversity in a nutrient-poor mountain meadow in Central Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 145: 10–28.
- Edney, E. B. (1968): Transition from water to land in isopod crustaceans. *Am. Zool.* 8: 309–326.

- Espinosa, C. I., Cabrera, O., Luzuriaga, A. L., Escudero, A. (2011): What Factors Affect Diversity and Species Composition of Endangered Tumbesian Dry Forests in Southern Ecuador? *Biotropica*. 43: 15–22.
- Farkas, S., Vadkerti, E. (2002): First record of *Armadillidium nasatum* Buddle-Lund, 1885 (Isopoda, Oniscidea: Armadillidae) from Hungary. *Acta Phytopathol. Entomol. Hung.* 37: 407–408.
- Farkas, S., Vilisics, F. (2006): A Mecsek szárazföldi ászkarák együttese (Isopoda: Oniscidea). *Fol. Coml.* 15: 25–34.
- Farkas, S., Vilisics, F. (2013): Magyarország szárazföldi ászkarák faunájának határozója (Isopoda: Oniscidea). *Nat. Somogy*. 23: 89–124.
- Favila, M., Halffter, G. (1997): The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zool. Mex.* 72: 1–25.
- Fetykó, K. (2014): Autópályák pajzstetű-közösségeinek (Hemiptera: Coccoidea) biocönológiai és ökológiai elemzése. Doktori értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő, 102 pp.
- Forman, R. T., Alexander, L. E. (1998): Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29: 207–231.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bisonete, J. A., Clevenger, A. P. (szerk.) (2002): Road Ecology: Science and Solutions. Island Press Washington, Covelo, London, 481 pp.
- Forró, L., Farkas, S. (1998): Checklist, preliminary distribution maps, and bibliography of woodlice in Hungary. *Miscnea Zool. Hung.* 12: 21–44.
- Grandchamp, A., Bergamini, A., Stofer, S., Niemela, J., Duelli, P., Scheidegger, C. (2005): The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. *Agric. Ecosyst. Environ.* 110: 307–317.
- Gelbard, J. L., Belnap, J. (2003): Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conserv. Biol.* 17: 420–432.
- Gregory, S. J., Hornung, E., Korsós, Z., Barber, A. D., Jones, R. E., Kime R. D., Lewis, J. G. E., Read, H. J. (2009): Woodlice (Isopoda: Oniscidea) and the centipede *Scutigera coleoptrata* (Chilopoda) collected from Hungary by the British Myriapod Group in 1994: Notes and observations. *Folia Ent. hung.* 70: 1–19.

- Gurnell, J., Wauters, L. A., Lurz, P. W. W., Tosi, G. (2004): Alien species and interspecific competition: effects of introduced eastern grey squirrels on red squirrel population dynamics. *J. Anim. Ecol.* 73: 26–35.
- Halfwek, W., Holleman, L. J. M., Lessells, C. M., Slabbekoorn, H. (2011): Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *J. Appl. Ecol.* 48: 210–219.
- Hammer, O., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Electron.* 4/1: 9.
- Hansen, M. J., Clevenger, A. P. (2005): The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biol. Conserv.* 125: 249–259.
- Hawbaker, T. J., Radeloff, V. C., Clayton, M. K., Hammer, R. B., Gonzales-Abraham, C. E. (2006): Road development housing growth and landscape fragmentation in northern Wisconsin: 1937–1999. *Ecol. Appl.* 16: 1222–1237.
- Hickerson, C. A. M., Anthony, C. D., Walton, B. M. (2005): Edge effects and intraguild predation in native and introduced centipedes: evidence from the field and from laboratory microcosms. *Oecologia* 146: 110–119.
- Holderegger, R., Di Giulio, M. (2010): The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Basic. Appl. Ecol.* 11: 522–531.
- Holdich, D., Lincoln, R. (1974): An investigation of the surface of the cuticle and associated sensory structures of the terrestrial isopod, *Porcellio scaber*. *J. Zool.* 172: 469–482.
- Hopkin, S. P. (szerk.) (1991): A Key to the Woodlice of Britain and Ireland. AIDGAP, Field Studies Council Publication No. 204. 52 pp.
- Hopwood, J. L. (2008). The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biol. Conserv.* 141: 2632–2640.
- Hornung, E., Warburg, M. R. (1995): Seasonal changes in the distribution and abundance of isopod species in different habitats within the Mediterranean region of northern Israel. *Acta Oecol. Int. J. Ecol.* 16: 431–445.

- Hornung, E., Warburg, M. R. (1993): Breeding patterns in the oniscid isopod, *Porcellio ficulneus* Verh., at high temperature and under different photophases. *Invertebr. Repr. Dev.* 23: 151–158.
- Hornung, E., Warburg, M. R. (1995): Isopod distribution at different scaling levels. *Crustacean* 9: 83–95.
- Hornung, E., Vilisics, F., Szlávecz, K. (2007): Hazai szárazföldi ászkarák fajok (Isopoda, Oniscidea) tipizálása két nagyváros, Budapest és Baltimore (ÉK Amerika) összehasonlításának példájával. *Termvéd. Közl.* 13: 47–58.
- Hornung, E., Vilisics, F., Solymos, P. (2008): Low alpha and high beta diversity in terrestrial isopod assemblages in the Transdanubian region of Hungary. In: Zimmer, M., Cheikrouha, C., Taiti, S. (eds): Proceedings of the International Symposium of Terrestrial Isopod Biology, ISTIB-7, pp 1–12 Shaker Verlag, Aachen pp. 1–11.
- Hornung, E., Vilisics, F., Sólmos, P. (2009): Ászkarák együttesek (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) felhasználhatósága élőhelyek minősítésében. *Termvéd. Közl.* 15: 381–395.
- Hornung, E., Szlavecz, K., Dombos, M. (2015): Demography of some non-native isopods (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) in a Mid-Atlantic forest, USA. *ZooKeys* 515: 127–143.
- Horváth, R. (2012): Az urbanizáció hatása erdei talajlakó pókokra. *Termvéd. Közl.* 18: 224–233.
- Horváth, R., Magura, T., Tóthmérész, B. (2012): Ignoring ecological demands masks the real effect of urbanization: a case study of ground-dwelling spiders along a rural-urban gradient in a lowland forest in Hungary. *Ecol. Res.* 27: 1069–1077.
- Jodoin, Y., Lavoie, C., Villeneuve, P., Theriault, M., Beaulieu, J., Belzile, F. (2008): Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *J. Appl. Ecol.* 45: 459–466.
- Johst, K., Dreschler, M., Thomas, J., Settele, J. (2006): Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *J. Appl. Ecol.* 43: 333–342.

- Jones, D. T., Hopkin, S. P. (1998): Reduced survival and body size in terrestrial isopod *Porcellio scaber* from a metal-polluted environment. *Environ. Pollut.* 99: 215–233.
- Kaftan, K. G. (1955): Der Kampf um die Autobahnen: Geschichte der Autobahnen in Deutschland von 1907–1935 unter Berücksichtigung ähnlicher Pläne und Bestrebungen im übrigen Europa. Berlin, pp. 24–28.
- Kalisz, P. J., Powell, J. E. (2004): Exotic isopods (Crustacea: Isopoda) in disturbed and undisturbed forest soils on the Cumberland Plateau of Kentucky, USA. *Nat. Area. J.* 24: 54–56.
- Khemaissia, H., Jelassi, R., Souty-Grosset, C., Nasri-Ammar, K. (2017): Terrestrial isopod diversity along three transects at the lagoon complex of Ichkeul (Tunisia) in relation to environmental conditions. *Vie et milieu* 67: 33–42.
- Kiss, B., Kozár, F., Nagy, B., Szita, É., Fetykó, K., Neidert, D. (2011): Biodiversity of arthropods in highway margins. In: Mócsy, I., Szacsvai, K., Urák, I., Zsigmond, A. R., Szikszai, A. (szerk.): VII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. Konferenciakötet II. Ábel Kiadó, Kolozsvár, pp. 773.
- Kiss, B., Karap, A., Kis, A., Szita, É. (2013a): Az amerikai lepkekabóca (*Metcalfa pruinosa*) és a tujakabóca (*Liguropia juniperi*) előfordulása hazai autópálya pihenőhelyeken. *Növényvédelem* 49: 571–575.
- Kiss, B., Lengyel, G., Nagy, Zs., Kárpáti, Zs. (2013b): A pettyesszárnyú muslica (*Drosophila suzukii*) első Magyarországi előfordulása. *Növényvédelem* 49: 97–99.
- Kiss, B., Kis, A., Kákai, Á. (2016): The rapid invasion of spotted wing drosophila, *Drosophila suzukii* (Matsumura) (Diptera: Drosophilidae) in Hungary. *Phytoparasitica* 44: 429–433.
- Knapp, M., Saska, P., Knappová, J., Vonička, P., Moravec, P., Kurka, A., Andel, P. (2013): The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: implications for biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 164: 22–29.
- Koczor, S., Kiss, B., Szita, É., Fetykó, K. (2012): Two Leafhopper Species New to the Fauna of Hungary (Hemiptera: Cicadomorpha: Cicadellidae). *Acta Phytopathol. Entomol. Hung.* 47: 69–73.

- Kontschán, J., Kiss, B. (2013): Egy ritka takácsatka, a *Petrobia latens* (Müller, 1776) második igazolt előfordulása Magyarországon (Acari: Tetranychidae). *Növényvédelem* 49: 281–284.
- Korsós Z., Hornung, E., Szlávecz, K., Kontschan, J. (2002): Isopoda and Diplopoda of urban habitats: new data to the fauna of Budapest. *Annls. hist.-nat. Mus. natn. hung.* 94: 45–51.
- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy., Czúcz, B. (2008): Az éghajlatváltozás hatásai a természetes élővilágra és teendőink a megőrzés és kutatás területén. *Termvéd. Közl.* 14: 5–39.
- Kozár F., Konczné Benedicty, Zs., Schmera, D. (1999): Adatok a Kőrös-Maros Nemzeti Park fűféléken élő pajzstetű (Homoptera: Coccoidea) fajok ismeretéhez, különös tekintettel a blaskovics-pusztai kísérleti területre. *Crisicum* 2: 111–114.
- Kozár, F., Szentkirályi, F., Kádár, F., Bernáth, B. (2004): Éghajlatváltozás és a rovarok. “AGRO-21” *Füzetek* 33: 49–64.
- Kozár, F. (2009): Pajzstetű (Hemiptera: Coccoidea) fajok és a klímaváltozás: Vizsgálatok magyarországi autópályákon. *Növényvédelem* 45: 577–588.
- Kozár, F., Szita, É., Fetykó, K., Neider, D., Konczné Benedicty, Zs., Kiss, B. (2013): Pajzstetvek, sztrádák, klíma. MTA ATK Növényvédelmi Intézet, Budapest, pp. 215.
- Kuenen, D. J. (1959): Excretion and water balance in some land isopods. *Entomol. Exp. Appl.* 2: 287–294.
- Lengyel, G. D., Orosz, Sz., Kiss, B., Lupták, R., Kárpáti, Zs. (2015): New records and present status of the invasive Spotted Wing Drosophila, *Drosophila suzukii* (Matsumura, 1931) (Diptera) in Hungary. *Acta Zool. Acad. Sci. Hun.* 61: 73–80.
- Lesbarreres, D., Primmer, C. R., Lode, T., Merila, J. (2006): The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Ecoscience* 13: 531–538.
- Le Viol, I., Chiron, F., Julliard, R., Kerbiriou, C. (2012): More amphibians than expected in highway stormwater ponds. *Ecol. Eng.* 47: 146–154.
- Lopes, E. R. M., De Souza Mendonca, J. R., Bond, G., Araujo, P. B. (2005): Oniscidea diversity across three environments in an altitudinal

- gradient in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. *Eur. J. Soil. Biol.* 41: 99–107.
- Loureiro, S., Sampaio, A., Brandão, A., Nogueira, A. J., Soares, A. M. (2006): Feeding behaviour of the terrestrial isopod *Porcellionides pruinosus* Brandt, 1833 (Crustacea, Isopoda) in response to changes in food quality and contamination. *Sci. Total Environ.* 369: 119–128.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. (2000): 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), pp. 12.
- Ma, H. H. T., Dudgeon, D., Lam, P. K. S. (1991): Seasonal changes in populations of three sympatric isopods in a Hong Kong forest. *J. Zool.* 224: 347–365.
- Magura, T., Tóthmérész, B., Hornung, E. (2006): Az urbanizáció hatása a talajfelszíni ízeltlábúakra. *Magyar Tudomány* 6: 705.
- Magura, T. (2011): Az urbanizáció hatása a talajfelszíni ízeltlábúakra, különös tekintettel a futóbogarakra (Coleoptera: Carabidae). MTA Doktori értekezés tézisei, 28 pp.
- Magura, T., Nagy, D., Tóthmérész, B. (2013): Rove beetles respond heterogeneously to urbanization. *J. Insect Conserv.* 17: 715–724.
- Magurran, A. E. (2004): Measuring biological diversity. Blackwell Science, Oxford, 260 pp.
- Magurran, A. E. (2006): Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, 256 pp.
- Margalef, R. (1958): Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton, In: Margalef R. (Ed.), Perspectives in Marine biology. Berkeley, Buzzati-Traverso Univ. Calif. Press, pp. 323–347.
- Meunier, F. D., Verheyden, C., Jouventin, P. (1999): Bird communities of highway verges: influence of adjacent habitat and roadside management. *Acta Oecol.* 20: 1–13.
- Meunier, G., Lavoie, C. (2012): Roads as Corridors for Invasive Plant Species: New Evidence from Smooth Bedstraw (*Galium mollugo*). *Inv. Plant. Sci. Manag.* 5: 92–100.

- Mills, L. S., Smouse, P. E. (1994): Demographic consequences of inbreeding in remnant populations. *Am. Nat.* 144: 412–431.
- Mom, G. P. A. (2005): Roads without rails: European highway-network building and the desire for long-range motorized mobility. *Technol. Cul.* 46: 745–772.
- Nemesdy, E. (szerk.) (1996): A magyar autópályák története. Az első 35 év. KHVM Autópálya Igazgatóság, Budapest, 452 pp.
- Németh, N. (2005): Az autópálya-hálózat térszerkezet alakító hatásai – Magyarország esete. A hely és a fej. Munkapiac és regionalitás Magyarországon. Szerk.: Fazekas K. MTA Közgazdaságtudományi Intézet. Budapest, pp. 139–179.
- Németh, N. (2007): Miért építünk autópályákat? Döntési szempontok a hazai gyorsforgalmi úthálózat kialakulásának korai idő szakában. Fiatal Kutatók Fóruma. MTA Társadalomtudományi Intézet. Budapest. pp. 143–162.
- Németh, N. (2008): Fejlődési tengelyek az új hazai térszerkezetben. Az autópálya-hálózat szerepe a regionális tagoltságban. PhD. értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 150 pp.
- Németh, N. (2009): Fejlődési tengelyek az új térszerkezetben. Regionális Tudományi Tanulmányok, ELTE Regionális Tudományi Tanszék, Budapest, 161 pp.
- Noordijk, J., Schaffers, A. P., Sykora, K. V. (2008): Diversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) in roadside verges with grey hair-grass vegetation. *Eur. J. Entomol.* 105: 257–265.
- Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A. P., Sýkora, K. V. (2009): Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biol. Conserv.* 142: 2097–2103.
- Noordijk, J., Schaffers, A. P., Heijerman, T., Boer, P., Gleichman M., Sýkora K. V. (2010): Effects of vegetation management by mowing on ground-dwelling arthropods. *Ecol. Eng.* 36: 740–750.
- Noordijk, J., Schaffers, A. P., Heijerman, T., Sykora, K. V. (2011): Using movement and habitat corridors to improve the connectivity for heathland carabid beetles. *J. Nat. Conserv.* 19: 276–284.

- Panlasigui, S. (2011): Choosy Crustaceans: Habitat Preference of the Terrestrial Isopod, *Armadillidium vulgare* (Isopoda: Oniscidea). Terrestrial Isopod Habitat Preferencen. pag. Nature. berkeley. edu. pp. 13.
- Paoletti, M. G., Hassall, M. (1999): Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74: 157–165.
- Paoli, P., Ferrara, F., Taiti, S. (2002): Morphology and evolution of the respiratory apparatus in the family Eubelidae (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). *J. Morphol.* 253: 272–289.
- Paris, O. H. (1963): The ecology of *Armadillidium vulgare* (Isopoda: Oniscoidea) in California grassland: Food, enemies and weather. *Ecol. Monogr.* 33: 1–22.
- Pauchard, A., Alaback, P. B. (2006): Edge type defines alien plant species invasions along *Pinus contorta* burned, highway and clearcut forest edges. *Forest Ecol. Manag.* 223: 327–335.
- Pech, P., Dolanský, J. Hrdlička, R., Lepš, J. (2015): Differential response of communities of plants, snails, ants and spiders to long-term mowing in a small-scale experiment. *Community Ecol.* 16: 115–124.
- Price, J. B., Holdich, D. M. (1980): The Formation of the epicuticle and associated structures in *Oniscus asellus* (Crustcea, Isopoda). *Zoomorphologie* 94: 321–332.
- Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tschardtke, T., Wolters, V. (2005): Landscape context of organic and conventional farms: influences on carabid beetle diversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108: 165–174.
- Quadros, A. F., Caubet, Y., Araujo, P. B. (2009): Life history comparison of two terrestrial isopods in relation to habitat specialization. *Acta Oecol.* 35: 243–249.
- Ribeiro, K. G., Garcia, R., Pereira, O. G., Valadares Filho, S. de C., Cecon, P. R. (2001): Intake and total and partial apparent digestibilities of nutrients, in cattle fed diets containing tifton 85 bermudagrass hays at different regrowth ages. *Rev. Bras. Zootec.* 30: 573–580.

- Ries, L., Debinski, D. M., Wieland, M. L. (2001): Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conserv. Biol.* 15: 401–411.
- Riedel, P., Navrátil, M., Tuf, I. H., Tufova, J. (2009): Terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea) and millipedes (Diplopoda) of the City of Olomouc, pp. 125–132. In: Tajovský K., Schlaghamerský J., Pižl V. (eds), Contributions to Soil Zoology in Central Europe III. Proceedings of the 9th Central European Workshop on Soil Zoology, České Budějovice, April 17–20, 2007, Institute of Soil Biology, Biology Centre, ASCR, v. v. i., České Budějovice, pp. 191.
- Saarinen, K., Valtonen, A., Jantunen, J., Saarnio, S. (2005): Butterflies and diurnal moths along roadverges: Does road type affect diversity and abundance? *Biol. Conserv.* 123: 403–412.
- Sankaran, M., Augustine, D. J. (2004): Large herbivores suppress decomposer abundance in a semiarid grazing ecosystem. *Ecology* 85: 1052–1061.
- Schmalfuss, H. (szerk.) (2003): World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). *Stuttg. Beitr. Naturkd.*, A. 654: 341 pp.
- Schmera, D., Erős, T. (2008): A mintavételi erőfeszítés hatása a mintareprezentativitásra. *Acta Biol. Debrecina, Suppl. Oecol. Hung.* 18: 209–213.
- Schmidt, C. (1997): Revision of the European species of the genus *Trachelipus* Budde-Lund, 1908 (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). *Zool. J. Linn. Soc* 121: 129–244.
- Seiler, A. (2001): Ecological Effects of Roads. A review. Introductory Research Essay, No. 9 Department of Conservation Biology. SLU
- Sørensen, L. I., Kytöviita, M.-M., Olofsson, J., Mikola, J. (2008): Soil feedback on plant growth in a sub-arctic grassland as a result of repeated defoliation. *Soil Biol. Biochem.* 40: 2891–2897.
- Stewart, I. D. (2011): A systematic review and scientific critique of methodology in modern urban heat island literature. *Int. J. Climatol.* 31: 200–217.
- Sutton, S. L. (1968): The population dynamics of *Trichoniscus pusillus* and *Philoscia muscorum* (Crustacea, Oniscoidea) in limestone grassland. *J. Anim. Ecol.* 37: 425–444.

- Szelepcsényi, Z., Breuer, H., Ács, F., Kozma, I. (2009): Biofizikai klímaklasszifikációk 2. magyarországi alkalmazások. *Légekör* 54: 18–24.
- Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D. (2016): The effect of grassland management on diversity of spider assemblages in the Mátra Mountain. *Ecol. Mont.* 7: 291–297.
- Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D., Magos, G., Urbán, L. (2017): The effect of grassland management on diversity and composition of ground-welling spider assemblages in the Mátra Landscape Protection Area of Hungary. *Biologia* 72: 642–651.
- Sycora, K. V., Kalwij, J. M., Keizer, P.-J. (2002): Phytosociological and floristic evaluation of a 15-year ecological management of roadside verges in the Netherlands. *Preslia* 74: 421–436.
- Thomas, C., Marshall, E. (1999): Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 72: 131–144.
- Thuiller, W., Richardson, D. M., Midgley, G. F. (2007): Will Climate Change Promote Alien Plant Invasions? In: Nentwig, W. (szerk.) *Biological invasions* (Ecological Studies Vol. 193) Springer-Verlag, Berlin, pp. 197–211.
- Tikka, P. M., Hogmander, H., Koski, P. S. (2001): Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landsc. Ecol.* 16: 659–666.
- Tóthmérész, B., Magura, T. (2009.): Az urbanizáció hatása a talajfaunára: Hipotézisek és nemzetközi kitekintés. *Termvéd. Közl.* 15: 13–22.
- Tóthmérész, B. (1997): Diverzitási rendezések. Scientia Kiadó, Budapest. 98 pp.
- Trombulak, S. C., Frissell, C. A. (2000): Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.* 14: 18–30.
- Tuf, I. H., Tufová, J. (2005): Communities of terrestrial isopods (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) in epigeon of oak-hornbeam forests of SW Slovakia. *Ekológia* 24: 113–123.
- Turner, I. M. (1996): Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidenc. *J. Appl. Ecol.* 33: 200–209.

- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2014). World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights (ST/ESA/SER.A/352). 27 pp.
- U. S. Environmental Protection Agency, Office of Federal Activities, 1994: Evaluation of ecological Impacts from Highway Development. Report EPA- 300-B-94-006, 69 pp.
- Verhoeff, K. W. (1931): Vergleichende geographisch-okologische Untersuchungen über die Isopoda terrestria von Deutschland, den Alpenländern und anschließenden Mittelmeergebietern. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 22: 231–268.
- Vermeulen, H. J. W. (1993): The composition of the carabid fauna on poor sandy road-side verges in relation to comparable open areas, *Biodivers. Conserv.* 2: 331–350.
- Vilisics, F., Hornung, E., Elek, Z., Lövei, L.G. (2007): Ászkarak (Crustacea, Isopoda) együttesek egyedszám változásai egy dániai urbanizációs grádiens mentén. *Termvéd. Közl.* 13: 349–360.
- Vilisics, F., Hornung, E. (2008): A budapesti szárazföldi ászkarakfauna (Isopoda: Oniscidea) kvalitatív osztályozása. *Állattani Közl.* 93: 3–16.
- Vilisics, F., Hornung, E. (2010): Újabb adatok Magyarország szárazföldi ászkarakfaunájához (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). *Állattani Közl.* 95: 87–120.
- Vona-Túri D., Szmátóna-Túri, T. (2012): Adatok a Mátra-hegység ászkarak (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) faunájához, különös tekintettel az úti élőhelyekre. *Termvéd. Közl.* 18: 537–548.
- Vona-Túri, D., Szmátóna-Túri, T., Kiss, B. (2015): Autópályák szárazföldi ászkarak-együtteseinek (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) ökológiai és diverzitás vizsgálata. *Termvéd. Közl.* 21: 395–406.
- Vona-Túri, D., Szmátóna-Túri, T. (2017): The short-and long-term effect of changes of vegetation structure on isopod (Oniscidea) diversity and composition in Mátra Mountains. *Acta Univ. Sapientiae Agriculture and Environment* 9: 127–139.
- Warburg, M. R., Linsenmair, K. E., Bercovitz, K. (1984): The effect of climate on the distribution and abundance of isopods. In: Sutton, S. L., Holdich, D. M. (eds.), The biology of terrestrial isopods. The Zoological Society of London, Clarendon Press, Oxford, pp. 339–367.

- Warburg, M. R. (1987): Isopods and their terrestrial environment. *Adv. Ecol. Res.* 17: 187–242.
- Watson, M. L. (2005): Habitat fragmentation and the effects of roads on wildlife and habitats. Background and Literature Review, Habitat Specialist Conservation Services Division of the New Mexico Department of Game and Fish. pp. 18.
- Williamson, M. H., Fitter, A. (1996): The characters of successful invaders. *Biol. Conserv.* 78: 163–170.
- Wood, P. A., Samways, M. J. (1991): Landscape element pattern and continuity of butterfly flight paths in an ecologically landscaped botanical garden, Natal, South Africa. *Biol. Conserv.* 58: 149–166.
- Zimmer, M., Topp, W. (2002): The role of coprophagy in nutrient release from feces of phytophagous insects. *Soil. Biol. Biochem.* 34: 1093–1099.
- Zimmer, M. (2004): Effects of temperature and precipitation on a flood plain isopod community: a field study. *Eur. J. Soil. Biol.* 40: 139–146.
- 1.<http://www.kormany.hu/hu/miniszterelnokseg/hirek/csaknem-12-ezer-milliard-forintos-fejleszt-es-lesz-a-2014-2020-as-idoszakban> (2016. 10. 21. 14.35)
- 2.<http://internet.kozut.hu/Lapok/az-allami-kozuthalozat-fo-jellemzoi.aspx> (2017. 03.15. 12:11)

9. FÜGGELÉK

1. függelék. Az autópálya melletti mintavételi helyek jellemzése.

Középtáj tájegység	Kód	Mintavételi hely	Á- NÉR kód	Környező táj	Avar borítás (%)	Talaj
Dunazug- hegyvidék	1	0 km sos	OC	urbán	15	építési törmelékes
	2	Anna-hegy	OC	gyümölcsös	15	kavicsos
	3	Zsámbék	OC	szántó	95	világos löszös
	4	Óbarok	OC	erdő	98	világos löszös
	5	Budaörs	OC	urbán	100	sötét löszös laza
Dunamenti- síkság	6	Csepel	OC	urbán	40	homok
	7	Dunakeszi	OB, G1	akácos	20	törmelékes
	8	Ferihegy	OC	rét	10	kavicsos törmelékes
	9	Inárcs	OC	homoki	20	homok
	10	Alacska	OC	gyep rét	30	homok
Vértesszőlős- hegyvidék	11	Turul	OC	kiskertek	98	világos löszös laza
Komárom- Esztergomi- síkság	12	Bábolna	OC	szántó	75	sötét humuszos réti
	13	Arrabona	OC	szántó	100	humuszos homok
Szigetköz- Mosoni-síkság	14	Moson	H5b	szántó	40	sötét sóderes réti
Cserhátvidék	15	Kisbagg	OC	erdő	10	homok
Mátravidék	16	Ecséd	OC	szántó	10	löszös
Észak-Alföldi	17	Rekettyés	OC	szántó	0	fekete laza
Hordalékkúp- síkság	18	Gelej	OC	szántó	5	fekete agyagos
Közép- Tiszavidék	19	Polgár	OC	szántó	5	fekete agyagos

Nyírség	20	Nyíregyháza	OC	szántó	10	homok
Duna-Tisza közti síkvidék	21	Örkény	H5b	akácos	20	világos homokos
	22	Kecskemét	OC	szántó	80	sötét humuszos
	23	Petőfiszállás	OC	szántó	100	sötét humuszos
Alsó-Tiszavidék	24	Szatymaz	H5b	rét	100	sötét humuszos
	25	Röszke	OC	homoki gyep	100	homok
Mezőföld	26	Velence	OC	kiskertek	100	sötét löszös laza
Balaton- Medence	27	Törek	OC	szántó, erdő	98	barna, löszös
Belső-Somogy	28	Táska	OC	rét	50	világos löszös
	29	Szegerdő	OC	szántó, erdő	2	világos homokos
Zalai-dombvidék	30	Letenye	OB	erdő	98	kavicsos, vályog

1. függelék folytatás.

Kód	Mintavételi hely	Földrajzi koordináták (fok)		Domináns növényfajok
1	0km SOS	-	-	<i>Bromus hordaceus</i>
2	Annahegy	18,92123416520	47,42022260620	<i>Plantago lanceolata</i>
3	Zsámbék	19,43993086290	47,62616973750	<i>Festuca rubra</i> <i>Medicago minima</i>
4	Óbarok	19,14770687380	47,56645493190	<i>Medicago minima</i>
5	Budaörs	19,98482160330	46,18070692470	<i>Festuca rubra</i>
6	Csepel	18,96318722890	47,45202506260	<i>Lolium perenne</i>
7	Dunakeszi	19,25724924860	47,41974047380	<i>Festuca cf. vaginata</i>
8	Ferihegy	-	-	<i>Poa angustifolia</i>
9	Inárcs	17,21711182260	47,87188886020	<i>Potentilla arenaria</i>

10	Alacska	19,05368124860	47,37894428640	<i>Festuca pratensis</i>
11	Turul	19,09653388910	47,60314483000	<i>Elymus repens</i>
12	Bábolna	-	-	<i>Cerastium sp.</i>
13	Arrabona	-	-	<i>Poa angustifolia</i>
14	Moson	20,74206767600	47,84249443650	<i>Poa angustifolia</i>
15	Kisbag	-	-	<i>Alopecurus pratensis</i>
16	Ecséd	21,74804585260	47,88728267120	<i>Medicago lupulina</i>
17	Rekettyés	-	-	<i>Trifolium repens</i>
18	Gelej	18,55027285850	47,50432770160	<i>Festuca rubra</i>
19	Polgár	18,41488040500	47,57875584050	<i>Lolium perenne</i>
20	Nyíregyháza	17,66408298940	47,63270821890	<i>Festuca pratensis</i>
21	Örkény	19,32302183660	47,27609439850	<i>Festuca cf. valesiaca</i>
22	Kecskemét			
23	Petőfiszállás	19,66653894630	46,84799924800	<i>Medicago minima</i>
24	Szatymaz	-	-	<i>Koeleria sp.</i>
25	Röszke	19,99923913650	46,37241574860	<i>Festuca rubra</i>
26	Velence			<i>Bromus inermis</i>
		18,63451499260	47,24318203530	
27	Törek	18,01203606050	46,88290840570	<i>Cynodon dactylon</i> <i>Hieracium</i> <i>hoppeanum</i>
28	Táska	17,51364473960	46,69898990930	<i>Festuca rubra</i>
29	Szegerdő	17,27557520580	46,62675897340	<i>Festuca valesiaca</i>
30	Letenye	16,70002508520	46,42059574970	<i>Festuca rubra</i>

2. függelék. A mintavételi helyek jellemzése a főutak mentén.

Főút	Mintavételi hely		Környező táj és domináns növényfajai	
7. sz	Agárd	OC	nedves élőhely	nemes nyáras (<i>Populus sp.</i>) ültetvény
1. sz	Mány	OC	úttest, szántóföld	kukorica, gabona, napraforgó
1. sz	Herceghalom	OC	erdő	akácós-nyáras (<i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Populus sp.</i> , <i>Acer campestre</i>) ültetvény védőfasorként
10. sz	Pilisjászfalu	OC	száraz rét	dolomit sziklagyep kevés cserjével

3. függelék. *Néhány mintavételi hely az autópályák mentén.*



3/a. függelék. *M0-ás gyorsforgalmi út, Csepel mintavételi hely.*



3/b. függelék. *M1-es autópálya, Turul mintavételi hely.*



3/c. függelék. *M3-as autópálya, Rekettyés mintavételi hely.*



3/d. függelék. *M5-ös autópálya, Petőfiszállás mintavételi hely.*



3/e. függelék. *M7-es autópálya, Törek mintavételi hely.*

4. függelék. *Mintavételi helyek a főutak mentén.*



4/a. függelék. *7. sz. út, Agárd mintavételi hely, nedves élőhely szomszédságában.*



4/b. függelék. *1. sz. út, Máty, két útszakasz által körbezárt mintavételi hely, szántóföld közelében.*

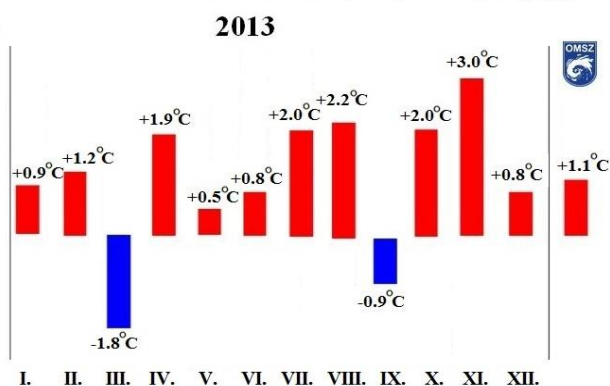
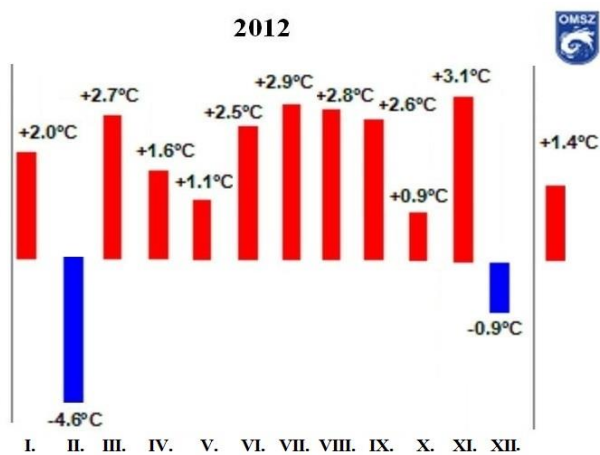
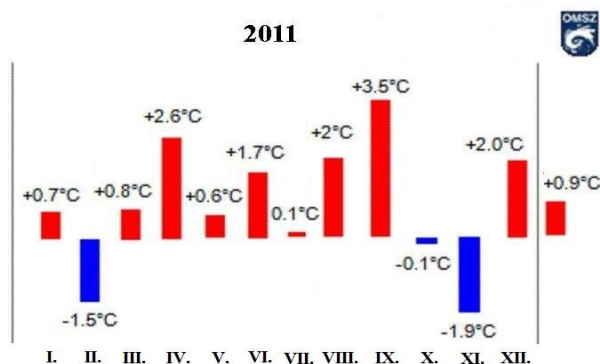


4/c. függelék. 1. sz. út, Herceghalom mintavételi hely, erdő szomszédságában.



4/d. függelék. 10. sz. út, Pilisjászfalu mintavételi hely, száraz rét szomszédságában.

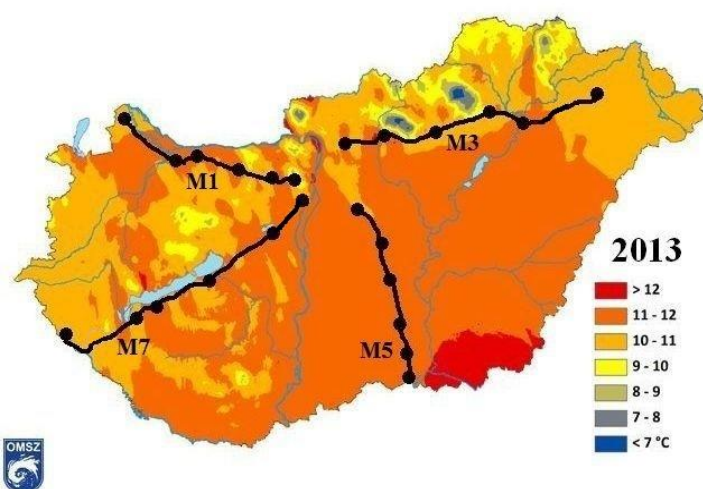
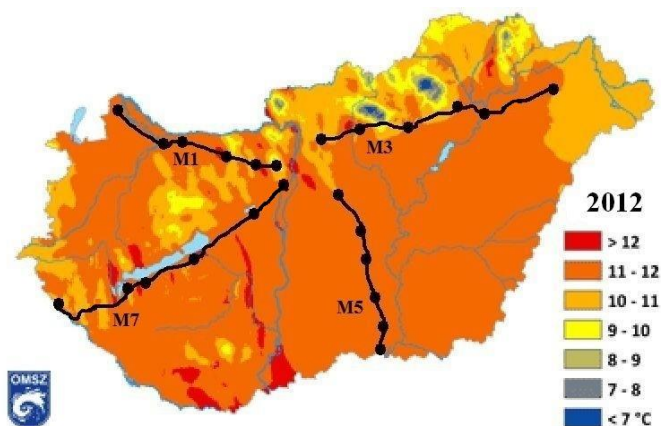
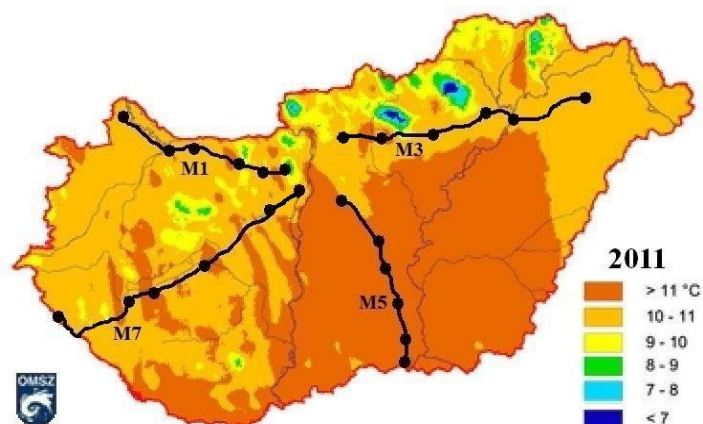
5/a. függelék. Az Országos Meteorológiai Szolgálat által kiadott országos havi középhőmérséklet eltérése a sokévi (1971-2000-es) átlagtól 2011-ben, 2012-ben és 2013-ban (15 állomás homogenizált, interpolált adatai alapján).



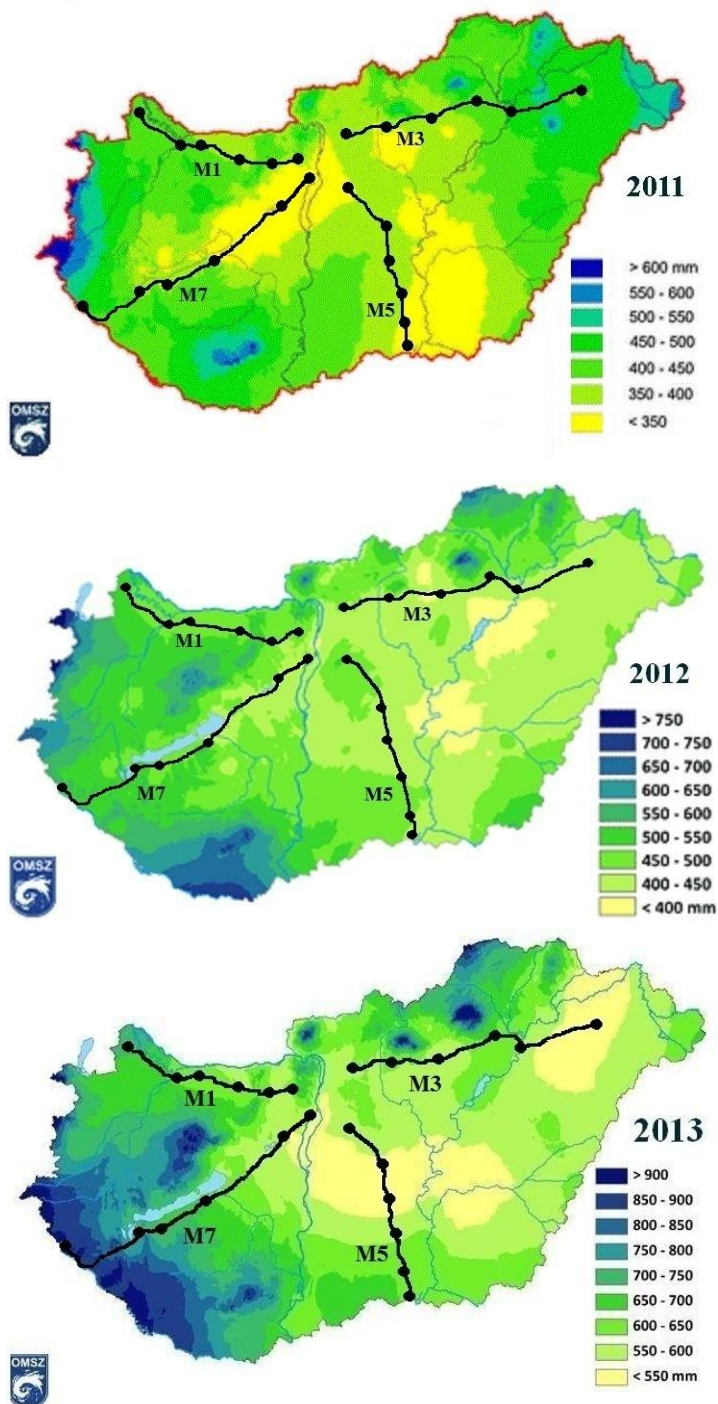
5/b. függelék. Az Országos Meteorológiai Szolgálat által kiadott havi csapadékösszegek (mm) és az 1971-2000-es átlagértékek 2011-ben, 2012-ben és 2013-ban.



6/a. függelék. Az Országos Meteorológiai Szolgálat által kiadott országos évi középhőmérséklet 2011-ben, 2012-ben és 2013-ban.



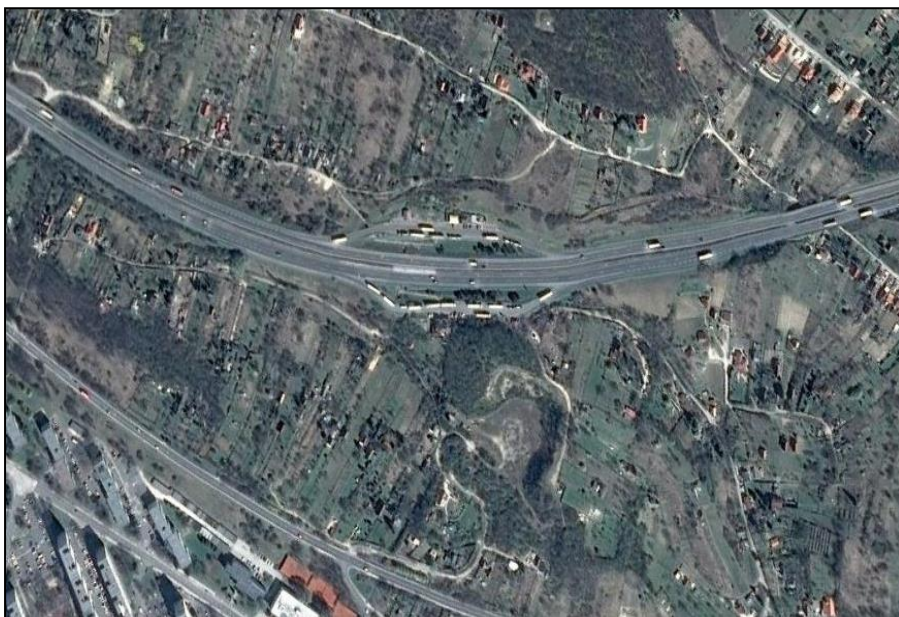
6/b. függelék. Az Országos Meteorológiai Szolgálat által kiadott országos évi csapadékösszeg 2011-ben, 2012-ben és 2013-ban.



7/a. függelék. *A szomszédos területek és az úttesttől való távolság hatásának kiértékelése során figyelembe vett mintavételi helyek.*

A környező terület típusa		Autópálya	Mintavételi hely	Úttól való távolság
Természet- közeli	Legelő	M5	Röszke	20 m
		M0	Ferihegy	40 m
		M7	Táska	90 m
	Erdő	M5	Örkény	20 m
		M3	Kisbag	40 m
		M1	Óbarok	90 m
Zavart	Város	M0	0 km	20 m
		M7	Budaörs	40 m
		M0	Csepel	90 m
	Gyümölcsös	M3	Ecséd	20 m
		M1	Turul	40 m
		M7	Velence	90 m
	Szántóföld	M7	Szegerdő	20 m
		M3	Polgár	40 m
		M5	Kecskemét	90 m

7/b. függelék. *Néhány autópálya szakasz a szomszédos élőhellyel.*



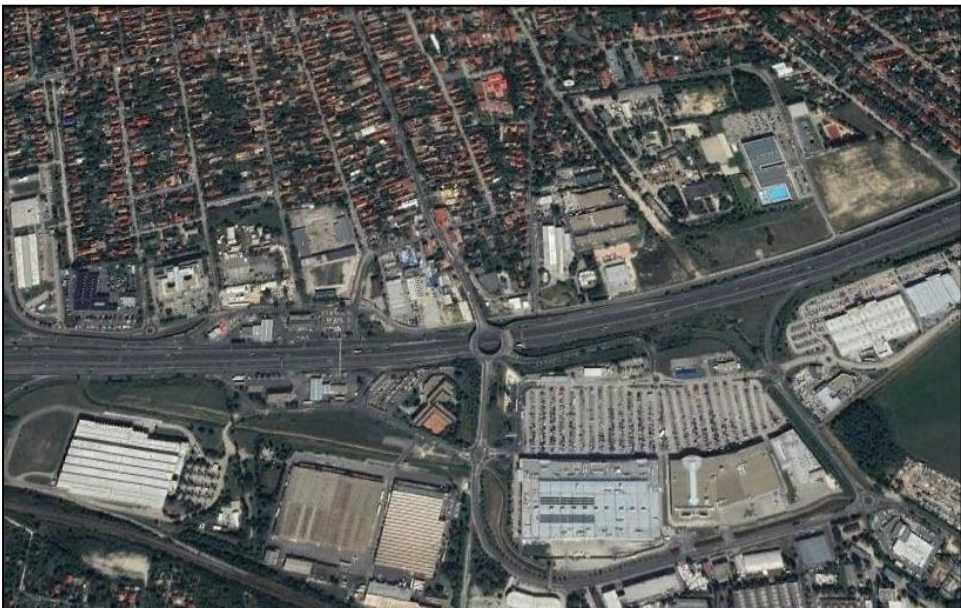
M1-es autópálya, Turul mintavételi hely, szomszédos gyümölcsöskertekkel.



M3-as autópálya, Kisbag mintavételi hely, erdei környezettel.



M5-ös autópálya, Röske mintavételi hely, szomszédos legelőkkel.



M0-ás gyorsforgalmi út, Budaörs mintavételi hely, városi környezet.



M7-es autópálya, Szegedő mintavételi hely, szántóföldi környezet.

8. függelék. *Az autópálya korának hatásvizsgálata során figyelembe vett mintavételi helyek.*

Autópálya	Létesítés éve	Mintavételi hely	Zavartság
M1	1977	Arrabona	Zavart
M1		Bábolna	Zavart
M1	1982	Turul	Zavart
M1		Óbarok	Természet-közeli
M1	1985	Zsámbék	Zavart
M5		Örkény	Természet-közeli
M0	1990	0 km	Zavart
M0		Csepel	Zavart
M7	2002	Törek	Zavart
M3		Gelej	Zavart
M5	2005	Petőfiszállás	Zavart
M0		Alacska	Természet-közeli
M0	2008	Szegerdő	Zavart
M7		Ferihegy	Természet-közeli

9. függelék. A fajok természetességi besorolása (T. B.), életmenet-jellemzője (É. M.), hazai státusza (H. S.) egyedszáma és megoszlása az autópálya pihenőhelyeken. A mintavételi helyek kódjai az 1. függelékben, a fajnevek rövidítései az 4. táblázatban olvashatók. G=generalista, ZR=zavart élőhelyen ritka, TG=természetes élőhelyen gyakori, TR=természetes élőhelyen ritka, C=talaj-aktív, S=talajfelszín-aktív, N=őshonos, B=behurcolt, K=kozopolita.

	Lh	Hr	Tp	Pc	Tn	Tr	Trz	Lm	Ph	Pp	Op	Ps	Ppr	Av	An	Ao	Az	Ave
T. B.	TG	G	G	G	G	G	TG	TG	G	TG	TG	G	G	G	ZR	TR	TG	ZR
É. M.	C	C	C	S	S	S	S	S	C	S	S	S	S	S	S	S	S	S
H. S.	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	K	K	K	B	N	N	B
1					835	6								75				
2		2		1	9									116				
3		1		24	18	57								2854				
4											2			69				
5				12	177					2			21	400				
6				2	15	1			1			1		643	42			
7			1	1										196				
8					13	1								889				
9														11				
10														12				
11			1		12	2		1		2			2	29				
12				154		1203								981				
13		2		57	33	266								5109				
14				55	458	8								269				
15				12	6									136				
16				50	55	1								1468				
17				2	10	28								2147				
18				12	212	1								2211				
19				28		37								12991				
20					5									4				2
21					12									221				
22				3	74	8								1067				
23					12													
24						2				1				174				
25				5	32	149								145				
26				7	33	1								126				
27				37	28									57				
28				17	8	19								2435		1		
29				5				1						116	2	3		
30	2	2	1	26	13	42	10							10675			1	
Össz	2	7	3	510	2070	1832	10	2	1	5	2	1	23	45626	44	4	1	2

10. függelék. *A fajok relatív abundancia (Ar %) értékei a három mintavételi év és évszak folyamán. A fajnevek rövidítései megegyeznek az 4. táblázatban leírtakkal.*

	Ar (%)					
	mintavételi évek			mintavételi évszakok		
	2011	2012	2013	tavaszi	nyár	ősz
<i>Lh</i>	-	-	0,008	0,01	-	-
<i>Hr</i>	0,03	-	0,008	0,02	0,007	0,006
<i>Tp</i>	0,01	-	-	0,01	-	0,006
<i>Pc</i>	1,57	1,54	0,33	1,97	0,59	0,9
<i>Tn</i>	11,93	6,26	2,09	4,8	5,7	8,21
<i>Tr</i>	4,08	3,34	2,17	4,6	2,58	2,16
<i>Trz</i>	0,01	0,02	0,008	-	0,02	0,02
<i>Lm</i>	-	0,009	-	0,01	-	-
<i>Ph</i>	-	0,004	-	0,005		-
<i>Pp</i>	0,02	0,004	0,008	0,005	-	0,01
<i>Op</i>	-	0,009	-	-	0,007	-
<i>Ps</i>	0,006	-	-	-	-	0,06
<i>Ppr</i>	0,01	0,06	0,02	0,07	0,07	0,06
<i>Av</i>	82,22	88,7	95,17	88,44	90,85	88,59
<i>An</i>	0,05	0,01	0,14	0,02	0,13	0,01
<i>Ao</i>	0,01	0,009	-	0,01	-	0,01
<i>Az</i>	-	-	0,004	0,005	-	-
<i>Ave</i>	-	-	0,008	-	-	0,01

11. függelék. *A fajok relatív abundancia (Ar %) értékei az autópályák fekvése és a szomszédos élőhelyek alapján. A fajnevek rövidítései megegyeznek az 4. táblázatban leírtakkal.*

Ar (%)									
autópályák					szomszédos élőhelyek				
	M1	M3	M5	M7	Legelő	Erdő	Város	Gyümölcsös	Szántóföld
<i>Lh</i>	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-
<i>Hr</i>	0,02	-	-	0,01	-	-	-	-	-
<i>Tp</i>	0,008	-	-	0,005	-	-	-	0,05	-
<i>Pc</i>	2,48	0,54	0,59	0,73	0,59	2,62	0,62	3,25	0,25
<i>Tn</i>	4,46	1,47	8,57	9,6	1,42	3,93	45,99	5,71	0,51
<i>Tr</i>	13,16	0,34	10,48	0,43	4,55	-	0,31	0,22	0,31
<i>Trz</i>	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-
<i>Lm</i>	0,008	-	-	0,005	-	-	-	0,05	0,006
<i>Ph</i>	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-
<i>Pp</i>	0,01	-	-	0,01	-	-	0,08	0,11	-
<i>Op</i>	0,01	-	-	-	-	0,43	-	-	-
<i>Ps</i>	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-
<i>Ppr</i>	0,01	-	-	0,005	-	-	0,94	0,11	-
<i>Av</i>	79,79	97,62	80,34	89,07	92,62	93,01	50,15	92,74	98,87
<i>An</i>	-	-	-	0,01	-	-	1,88	-	0,01
<i>Ao</i>	-	-	-	0,02	-	-	-	-	0,02
<i>Az</i>	-	-	-	0,005	-	-	-	-	-
<i>Ave</i>	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-

12. függelék. *A fajok relatív abundancia (Ar %) értékei az úttesttől való távolság és az autópálya szakaszok kora alapján. A fajnevek rövidítései megegyeznek az 4. táblázatban leírtakkal.*

	Ar (%)									
	úttesttől távolság			autópálya szakaszok átadásának éve						
	20m	40m	90m	1977	1982	1985	1990	2002	2005	2008
<i>Lh</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hr</i>	-	-	-	0,02	-	0,03	-	-	-	-
<i>Tp</i>	-	0,006	-	-	0,8	-	-	-	-	-
<i>Pc</i>	1,88	0,35	0,63	2,7	-	0,79	0,12	1,91	-	0,48
<i>Tn</i>	29,35	14,08	2,83	0,42	10	0,59	52,4	9,38	50	1,26
<i>Tr</i>	4,9	0,27	0,63	18,82	1,6	1,88	0,43	0,03	-	0,09
<i>Trz</i>	-	-	-	-	-	-	-	--	-	-
<i>Lm</i>	0,03	0,006	-	-	0,8	-	-	-	-	0,09
<i>Ph</i>	-	-	0,02	-	-	-	0,06	-	-	-
<i>Pp</i>	-	0,02	-	-	1,6	-	-	-	-	-
<i>Op</i>	-	-	0,04	-	1,6	0,06	-	-	-	-
<i>Ps</i>	-	-	0,02	-	-	-	0,06	-	-	-
<i>Ppr</i>	-	0,15	-	-	1,6	-	-	-	-	-
<i>Av</i>	63,63	97,77	94,6	78,02	81,6	96,6	44,2	88,6	50	97,4
<i>An</i>	0,06	-	0,91	-	-	-	2,59	-	-	0,2
<i>Ao</i>	0,09	-	0,02	-	-	-	-	-	-	0,3
<i>Az</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ave</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

13. függelék A kétfaktoros ANOVA teszt Shannon-diverzitás variancia értékei a szomszédos élőhelyek és az úttesttől való távolság alapján (szignifikancia szint $p=0,05$, 95 %-os konfidencia intervallum).

Erdő-város	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Szomszédos élőhelytípus	0,102181	1	0,102181	9,48188	0,09
Úttesttől való távolság	0,196689	2	0,0983445	9,12583	0,09
Hiba	0,021553	2	0,0107765		
Összes	0,320423	5			
Erdő-legelő	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Szomszédos élőhelytípus	0,0466402	1	0,0466402	0,22280	0,6
Úttesttől való távolság	0,303744	2	0,151872	0,72551	0,5
Hiba	0,418658	2	0,209329		
Összes	0,769043	5			
Erdő-gyümölcsös	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Szomszédos élőhelytípus	0,342248	1	0,342248	5,67095	0,1
Úttesttől való távolság	0,346702	2	0,173351	2,87237	0,2
Hiba	0,120702	2	0,0603512		
Összes	0,809653	5			
Erdő-szántóföld	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Szomszédos élőhelytípus	0,000170667	1	0,000170667	0,00298	0,9
Úttesttől való távolság	0,00870033	2	0,00435017	0,07597	0,9
Hiba	0,11451	2	0,0572552		
Összes	0,123381	5			
Legelő-város	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Szomszédos élőhelytípus	0,0107527	1	0,0107527	0,03467	0,8
Úttesttől való távolság	0,217822	2	0,108911	0,35124	0,7
Hiba	0,620146	2	0,310073		
Összes	0,848721	5			

Legelő-gyümölcsös	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Szomszédos élőhelytípus	0,136203	1	0,136203	0,27552	0,6
Úttesttől való távolság	0,098449	2	0,0492245	0,09957	0,9
Hiba	0,988682	2	0,494341		
Összes	1,22333	5			
Legelő-szántóföld	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Szomszédos élőhelytípus	0,0524535	1	0,0524535	0,50039	0,5
Úttesttől való távolság	0,53329	2	0,266645	2,54375	0,2
Hiba	0,209647	2	0,104823		
Összes	0,795391	5			
Város-gyümölcsös	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Szomszédos élőhelytípus	0,0704167	1	0,0704167	3,16015	0,2
Úttesttől való távolság	0,538405	2	0,269203	12,0813	0,07
Hiba	0,0445653	2	0,0222827		
Összes	0,653387	5			
Város-szántóföld	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Szomszédos élőhelytípus	0,110704	1	0,110704	0,97504	0,4
Úttesttől való távolság	0,0117023	2	0,00585117	0,05153	0,9
Hiba	0,227074	2	0,113537		
Összes	0,349481	5			
Gyümölcsös-szántóföld	Négyzetösszeg	df	Négyzetátlag	F	p
Szomszédos élőhelytípus	0,357704	1	0,357704	1,72676	0,3
Úttesttől való távolság	0,073633	2	0,0368165	0,17772	0,8
Hiba	0,414306	2	0,207153		
Összes	0,845643	5			

14. függelék. A főúton megjelent fajok természetességi besorolása (T. B.), életmenet-jellemzője (É. M.), hazai státusza (H. S.) egyedszáma és megoszlása az autópálya pihenőhelyeken. G=generalista, ZR=zavart élőhelyen ritka, TG=természetes élőhelyen gyakori, TR=természetes élőhelyen ritka, C=talaj-aktív, S=talajfelszín-aktív, N=őshonos, B=behurcolt, K=kozmodopolita. Élőhelyek rövidítései: Mny-Mány (szántóföld), Ag- Agárd (nedves élőhely), Hh- Herceghalom (erdő), Pj- Pilisjászfalu (száraz rét).

	T.B.	É.M.	H.S	2014				2015			
				Mny	Ag	Hh	Pj	Mny	Ag	Hh	Pj
<i>Armadillidium vulgare</i>	G	S	K	938	495	952	718	273	84	164	137
<i>Porcellium collicola</i>	G	S	N	162	2	260	8	6	7	13	12
<i>Trachelipus rathkii</i>	G	S	N	-	1	-	-	-	2	-	2
<i>Porcellionides pruinosus</i>	G	S	K	1	1	-	-	-	-	-	-

8. 1. Az értekezés témájában készült lektorált publikációk listája

Nemzetközi tudományos lapokban megjelent impakt faktorral rendelkező publikációk

- Vona-Túri, D., Szmátóna-Túri, T., Weiperth, A., Kiss, B. (2019): Isopod (Isopoda: Oniscidea) diversity and abundance on Hungarian highway verges. *Acta Zoologica Bulgarica*, issue 71 (in press) (IF: 0, 369)
- Vona-Túri, D., Szmátóna-Túri, T., Kiss, B. (2017): Effects of road and adjacent area on diversity of terrestrial isopods of Hungarian highway verges. *Biologia* 72/12: 1486–81493. (IF: 0,759)
- Vona-Túri, D., Szmátóna-Túri, T., Gál, B., Weiperth, A., Kiss, B. Invasive occurrence and abundance changes of *Armadillidium vulgare* (Latreille, 1804) in Hungarian roadside verges. *Periodicum biologorum*. (in press) (IF: 0, 263)

Nemzetközi tudományos lapokban megjelent impakt faktorral nem rendelkező publikációk

- Vona-Túri, D., Szmátóna-Túri, T. (2017): The short-and long-term effect of changes of vegetation structure on isopod (Oniscidea) diversity and composition in Mátra Mountains. *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment*. 9: 127–139. DOI: 10.1515/ausae-2017-0012
- Vona-Túri, D., Szmátóna-Túri, T., Kádár, F., Kiss, B., Weiperth, A., Gál, B. (2016): Ground-dwelling arthropod (Araneae, Coleoptera: Carabidae, Isopoda: Oniscidea) assemblages on Hungarian mainroad verges. *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment* 8: 98–113. DOI: 10.1515/ausae-2016-009

Hazai tudományos lapokban megjelent impakt faktorral nem rendelkező publikációk

- Vona-Túri, D., Szmátóna-Túri, T., Kiss, B. (2015): Autópályák szárazföldi ászkarák-együtteseinek (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) ökológiai és diverzitás vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények*. 21: 395–406.

- Vona-Túri, D, Szmátóna-Túri, T., Kiss, B. (2013): Szárazföldi ászkarák együttesek (*Crustacea: Isopoda: Oniscidea*) a Magyarországi autópályák szegélyzónájába. *Természetvédelmi Közlemények*. 19: 106–116.
- Vona-Túri, D., Szmátóna-Túri, T. (2012): Adatok a Mátra-hegység ászkarák (*Crustacea: Isopoda: Oniscidea*) faunájához, különös tekintettel az úti menti élőhelyekre. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 537–548.